

Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Міністерство освіти та науки України

Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Міністерство освіти та науки України

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ЛЯШЕНКО ВОЛОДИМИР АРТЕМОВИЧ

УДК 502/504:574: 592:556.531-047.36(043.3)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ДІАГНОСТИЧНИЙ МОНІТОРИНГ СТАНУ РІЧКОВИХ ЕКОСИСТЕМ ЗА
ПОКАЗНИКАМИ ЗООБЕНТОСУ ТА БІОТЕСТУВАННЯ
ДОННИХ ВІДКЛАДІВ**

03.00.16 - екологія

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ В.А.Ляшенко

Науковий керівник Лукашов Дмитро Володимирович, д.б.н., проф.

Київ – 2020

АНОТАЦІЯ

Ляшенко В.А. Діагностичний моніторинг стану річкових екосистем за показниками зообентосу та біотестування донних відкладів. - Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 – екологія. - Київський національний університет імені Тараса Шевченка, Київ, 2020.

Протягом останніх десятиліть у науковій екологічній парадигмі відбувається поступова відмова від концепції оцінки якості водного середовища як ресурсу, та запровадження концепції його оцінки як місця мешкання гідробіонтів. Це проявляється у заміні «критеріального» підходу на «компаративний» підхід до оцінки екологічного стану водних об'єктів. Постановою Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня 2018 року було затверджено «Порядок здійснення державного моніторингу вод». Згідно до цієї Постанови встановлюються процедури діагностичного, операційного та дослідницького моніторингу поверхневих вод. Діагностичний моніторинг встановлено як перший етап в системі екологічного моніторингу вод. Цей етап має надати відомості про поточний стан водних об'єктів. Діагностичний моніторинг здійснюється з метою встановлення референційних умов для масивів поверхневих вод та оцінки їх довгострокових змін.

Однією зі складових діагностичного моніторингу є спостереження за біологічними показниками розвитку угруповань зообентосу. Відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60 організми зообентосу визнаються одним із дескрипторів екологічного стану водних об'єктів. Враховуючи положення «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» та проекту її нової редакції в основу екологічної класифікації водних екосистем України має бути покладено підхід, за яким

оцінка екологічного стану водних об'єктів ґрунтується на узагальненні результатів біоіндикації та біотестування. Проте ці комплекси методів базуються на різних критеріях відповіді організму на параметри довкілля, адже організми-біоіндикатори є стенобіонтами, а тест-організми - еврибіонтами. Тому необхідне встановлення відповідності оцінок екологічного стану водних об'єктів, отриманих за допомогою цих методів.

Таким чином, актуальність роботи полягає в обґрунтуванні можливості комбінованого використання структурних параметрів зообентосу та показників біотестування донних відкладів для оцінки стану річкових екосистем на прикладі угруповань донних безхребетних різнотипних водотоків України, які були обрані як модельні річкові екосистеми - Дунай, Удай, Ворскла та Рось.

В угрупованнях зообентосу р. Дунай було зареєстровано 89 видів донних макробезхребетних, чисельністю від 16600 до 38000 екз/м². Домінуючими за видовим багатством та чисельністю таксономічними групами були родина Chironomidae та підклас Oligochaeta. Представники цих таксонів традиційно належать до груп-індикаторів «поганого екологічного стану», через широку екологічну валентність та здатність добре витримувати несприятливі умови. Натомість, представники груп-індикаторів «доброго» екологічного стану за видовим багатством були представлені слабо. Оцінка стану екосистем української частини дельти Дунаю за шестирічними показниками угруповань зообентосу вказує на переважання «доброго» та «задовільного» стану.

В угрупованнях зообентосу р. Удай було зареєстровано 58 видів донних макробезхребетних, чисельністю від 350 до 27100 екз/м². Домінуючими за видовим багатством таксономічними групами були клас Gastropoda, ряд Heteroptera та родина Chironomidae. За чисельністю домінували представники Chironomidae та Oligochaeta.

Оцінка стану екосистем р. Удай за шестирічними показниками угруповань зообентосу вказує на поступове покращення показників екологічного стану досліджуваних екосистем – для кожної станції спостереження зареєстроване зростання оцінок за усіма розрахованими біотичними індексами. Під час останнього року спостереження екологічний стан на усіх станціях переважно оцінено як «добрий» та «відмінний».

В угрупованнях зообентосу р. Ворскла було зареєстровано 26 видів донних макробезхребетних, чисельністю від від 29 до 70 екз/м². Домінуючими за видовим багатством та чисельністю таксономічними групами були клас *Gastropoda* та ряд *Odonata*.

Оцінка стану екосистем р. Ворскла за показниками угруповань зообентосу вказує на переважання «доброго» та «відмінного» стану.

В угрупованнях зообентосу р. Рось було зареєстровано 18 видів донних макробезхребетних, чисельністю від від 13 до 266 екз/м². Домінуючими за видовим багатством та чисельністю таксономічними групами були клас *Gastropoda* та ряд *Heteroptera*. Домінування за чисельністю представників підкласу *Oligochaeta* зареєстровано в ділянці потрапляння токсичних речовин до р. Рось.

Загальна оцінка стану екосистем р. Рось за показниками угруповань зообентосу вказує на переважання «доброго» та «задовільного» стану. Найнижча оцінка екологічного стану притаманна для місця потрапляння токсичних речовин – переважно «поганий» та «дуже поганий» екологічний стан.

Оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів р. Дунай вказує на постійну присутність токсичних речовин різної хімічної природи у донних відкладах на українській частині дельти р. Дунай. Рівень токсичного впливу поступово знижується протягом усього періоду спостереження. Також, рівень токсичності не можна безпосередньо пов'язати

із змінами угруповань донних безхребетних – роки найбільшої токсичності не є роками із найменшим видовим різноманіттям та чисельністю зообентосу.

Оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів р. Удай вказує на незначний рівень забруднення донних відкладів на усіх станціях спостереження. За результатами біотестування можна зробити висновок про надходження забруднюючих речовин з ділянок р. Удай, розташованих за течією вище ніж НПП «Пирятинський». Крім цього джерелом забруднення може слугувати м. Пирятин.

Оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів р. Ворскла вказує на низький рівень забруднення донних відкладів на усіх станціях спостереження. Отримані результати в цілому добре узгоджуються з результатами біоіндикації за організмами макрозообентосу, вказуючи на високі показники екологічного стану досліджених ділянок річки.

За результатами біотестування донних відкладів р. Рось з ділянок, що піддалися впливу токсичних речовин, найчастіше зареєстровано «відсутне» токсичне забруднення донних відкладів. Такі результати пояснюються належністю пестицидів, що потрапили в р. Рось, до помірно небезпечних токсичних речовин за екологічною класифікацією. Внаслідок розбавлення пестицидів водами річки та завдяки здатності екосистем до самоочищення токсичний ефект виявився локальним у просторі та часі.

Зауважимо, що за структурними показниками угруповань зообентосу стан гідроекосистеми безпосередньо на місці аварії оцінено між «поганим» та «дуже поганим». Припускаємо, що організми зообентосу швидко загинули від високих концентрацій токсичних речовин у воді, а також реагували на довгострокові наслідки масової загибелі гідробіонтів. Тому в даному випадку вважаємо більш доцільним надавати перевагу методам біологічної індикації за угрупованнями зообентосу для оцінки екологічних наслідків цієї аварії.

Діагностичний моніторинг стану річкових екосистем показав, що методи біоіндикації на річках Дунай та Удай реєструють поступові довготривалі зміни структурних параметрів угруповань зообентосу, у той час як біотестування донних відкладів виявляє короткострокові коливання рівня їх токсичності.

Встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу р. Удай рекомендовано для визначення екологічного стану виключно середніх за розмірними ознаками річок рівнинної частини України. Для оцінки екологічного стану малих та великих річок України необхідна розробка окремих систем оцінювання із використанням інших еталонних значень структурних показників угруповань зообентосу.

Ключові слова: *екологічний моніторинг, біорізноманіття, макрзообентос, біоіндикація якості вод, біотестування компонентів екосистем, екологічний стан, динаміка якісних показників.*

SUMMARY

Liashenko V.A. Diagnostic monitoring of river bodies ecological state in terms of zoobenthos and biotesting of bottom sediments. – Manuscript.

Thesis for scientific degree of candidate of biological sciences by specialty 03.00.16 – ecology. Taras Shevchenko National University of Kyiv of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Kyiv, 2021.

In recent decades the scientific ecological paradigm has been gradually abandoning the concept of assessing the quality of the aquatic environment as a resource, and introducing the concept of its assessment as a habitat for aquatic organisms. This is manifested in the replacement of the "criterion" approach with a "comparative" approach to assessing the ecological state of water bodies. Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine № 758 of September 19, 2018 approved the "Procedure for state water monitoring." According to this Resolution, procedures for diagnostic, operational and research monitoring of surface waters are established. Diagnostic monitoring is established as the first stage in the system of ecological water monitoring. This step should provide information on the current state of water bodies. Diagnostic monitoring is carried out in order to establish reference conditions for surface water massifs and assess their long-term changes.

Communities of benthic macroinvertebrates are one of the components for diagnostic monitoring procedure. According to the European Union Water Framework Directive 2000/60, benthic macroinvertebrates are recognized as one of the descriptors of the water bodies ecological state. Taking into account the provisions of the "Methodology of ecological assessment of surface water quality by relevant categories", which is the current interdepartmental normative document in the Ukraine and taking into account the draft of its new edition, the ecological classification of aquatic ecosystems in Ukraine should be based on the

generalization of bioindication and biotesting results. However, these sets of methods are based on different criteria of the organism's response to environmental parameters, because bioindicator organisms are stenobionts, and test-organisms are eurybionts.

Therefore, it is necessary to establish the conformity of assessments of the water bodies' ecological status obtained using these methods.

Thus, the relevance of this scientific work is to justify the possibility of combined use of benthic macroinvertebrates communities structural parameters and bottom sediment's toxicity biotesting to assess the state of river ecosystems on the example of different watercourses of Ukraine, which were selected as model river ecosystems - Danube, Udai, Vorskla and Ros`.

The 89 species of benthic macroinvertebrates, with abundance from 16,600 to 38,000 specimens per square meter, were registered in the benthic macroinvertebrates communities of the Danube River. The Chironomidae family and the Oligochaeta subclass were the dominant taxonomic groups in terms of species richness and abundance. Representatives of these taxa traditionally belong to the indicators of "poor ecological state", due to their wide ecological valence and ability to withstand adverse conditions. On the other hand, indicators of "good" ecological status were poorly represented in terms of species richness. Assessment of the ecosystems state of the Ukrainian part of the Danube Delta according to the six-year indicators of benthic macroinvertebrates communities indicates the predominance of "good" and "moderate" state.

The 58 species of benthic macroinvertebrates with the abundance from 350 to 27100 specimens per square meter were registered in the communities of benthic macroinvertebrates of the Udai River. The dominant taxonomic groups in terms of species richness were the class Gastropoda, the family Heteroptera and the family Chironomidae. Chironomidae family and Oligochaeta subclass were also dominant in abundance.

Assessment of the ecosystems state of the Udai River according to the six-year indicators of benthic macroinvertebrates communities indicates a gradual improvement of the ecological state of the studied ecosystems - for each observation station there is an increase in estimates for all calculated biotic indices. During the last year of observation, the ecological state at all stations was mostly assessed as "good" and "excellent".

The 26 species of benthic macroinvertebrates with the number from 29 to 70 specimens per square meter were registered in benthic macroinvertebrates communities of the Vorskla River. The dominant in terms of species richness and abundance of taxonomic groups were the class Gastropoda and the order Odonata.

Assessment of the ecosystems state of Vorskla river according to the indicators of benthic macroinvertebrates communities indicates the predominance of "good" and "excellent" state.

In the benthic macroinvertebrates communities of the Ros` River, 18 species of benthic macroinvertebrates were registered, with the abundance from 13 to 266 specimens per square meter. The dominant in terms of species richness and number of taxonomic groups were the class Gastropoda and the order Heteroptera. Dominance in the abundance of the subclass Oligochaeta was registered.

The general assessment of the ecosystems state of the Ros` River according to the indicators of benthic macroinvertebrates communities indicates the predominance of "good" and "moderate" state. The lowest assessment of the ecological state stands for the place of toxic substances entering the river mainly "bad" and "very bad".

The assessment of the bottom sediments toxic pollution level of the Danube River indicates the constant presence of toxic substances in the bottom sediments in the Ukrainian part of the Danube Delta. The level of toxic effects gradually decreases throughout the observation period. Also, the level of toxicity cannot be directly related to changes in the communities of benthic invertebrates - the years

of greatest toxicity are not the years with the least species diversity and zoobenthos abundance.

Assessment of the bottom sediments toxic pollution level of the Udai River indicates a low level of contamination of bottom sediments at all monitoring stations. According to the results of biotesting, it is possible to draw a conclusion about the inflow of pollutants from the sections of the Udai River, located downstream than National Park "Pyriatynsky". In addition, the source of pollution may be the city of Pyriatyn.

Assessment of the bottom sediments toxic pollution level of the Vorskla River indicates a low level of bottom sediments pollution at all monitoring stations. The obtained results are in good agreement with the results of bioindication for zoobenthos organisms, indicating high ecological state of the studied river areas.

According of the bottom sediments toxic pollution level of the Ros` River, "absence" of bottom sediments toxic contamination was most often registered. Such results are explained by the fact that the pesticides that got into the Ros` River belong to moderately dangerous toxic substances according to the ecological classification. Due to the dilution of pesticides by river waters and due to the ability of ecosystems to self-clean, the toxic effect was localized in space and time.

Note that according to the structural indicators of benthic macroinvertebrates groups, the condition of ecosystem directly at the accident site is assessed between "bad" and "very bad". We assume that benthic macroinvertebrates organisms died quickly from high concentrations of toxic substances in water, as well as responded to the long-term consequences of mass death of aquatic organisms. Therefore, in this case, we consider it more appropriate to give preference to methods of biological indication by communities of benthic macroinvertebrates to assess the environmental consequences of this accident.

Diagnostic monitoring of river ecosystems has shown that bioindication methods on the Danube and Udai rivers register gradual long-term changes in the

structural parameters of benthic macroinvertebrates communities, while bottom sediment biotesting reveals short-term fluctuations in their toxicity.

The reference values of the structural indicators of the zoobenthos communities of the Udai River have been established to determine the ecological state of only medium-sized rivers of the plain part of Ukraine. To assess the ecological status of small and large rivers of Ukraine, it is necessary to develop separate assessment systems using other reference values of structural indicators of zoobenthos communities.

Keywords: *ecological monitoring, biological diversity, benthic macroinvertebrates, biological indication of water quality, biological testing, ecological state, dynamics of quality indicators.*

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України:

1. **Ляшенко В.А.**, Гончарова М.Т. Оцінка токсичності донних відкладів водних об'єктів Дунайського біосферного заповідника. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2011; С. 89–93. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
2. **Ляшенко В.А.**, Лукашов Д.В. Оцінка рівня токсичного забруднення р. Удай у межах НПП «Пирятинський» (Полтавська обл.). Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2015;3: С. 403–406. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
3. **Ляшенко В.А.** Оцінка якості вод р. Ворскла за організмами макрзообентосу в межах Гетьманського НПП. Біорізноманіття, екологія та експериментальна біологія. 2020;22(2): С. 53–59.

Статті у виданнях, внесених до наукометричних баз даних:

4. **Liashenko V.A.** Assessment of Water Quality in the Ukrainian Part of the Danube Delta Based on Biotesting and Bioindication of Bottom Sediments. ACTA Zool Bulg. 2014; p. 159–163.
5. **Lyashenko V.A.**, Lukashov D.V. Water quality assessment in the Uday river within the territory of the Pyryatyn national natural park in terms of macrozoobenthos organisms. Hydrobiol J. 2019;55(3): p. 20–28. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*

Опубліковані праці апробаційного характеру:

6. **Ляшенко В.А.**, Лукашов Д.В. Проблема нормування забруднення важкими металами прісноводних екосистем. За ред. Щербак В.І. Інтегроване управління водними ресурсами (науковий збірник). Київ: ДІА; 2013. с. 85–94 *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
7. **Lyashenko V.** Bioindication and biotesting of water and bottom sediments of water bodies of the Danube Biosphere Reserve/ V Lyashenko, M Goncharova // Danube meets Elbe Challenges – Strategies – Solutions: Матер. 38 Міжнар.

наук.-практ. конф. – 22–25 June 2010, Dresden, Germany (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

8. **Ляшенко В.А.** Определение экотоксикологического состояния водотоков украинской дельты Дуная, с использованием методик биотестирования и биоиндикации / Ляшенко В.А., Маковский В.В. // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Матер. IV Всерос. науч.-практ. конф. по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А.Флерова - Борок, 2011 (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

9. **Ляшенко В.А.** Біотестування донних відкладів з Дунайського Біосферного заповідника/ Ляшенко В.А. // Шевченківська весна: Матер. X Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 2012

10. **Lyashenko V.** Investigation of sediment toxicity in several water bodies of the Danube`s Ukrainian part of the Kyliya branch / V Lyashenko, M Goncharova // Living Danube: Матер. 39 Міжнар. наук.-практ. конф. IAD - 21-24 August, 2012 Szentendre, Hungary (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

11. **Ляшенко В.А.** Оцінка екологічного стану водойм Дунайського біосферного заповідника біологічними методами / Ляшенко В.А. // Шевченківська весна: Матер. XI Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 2013

12. **Ляшенко В.А.** Проблеми визначення та нормування рівня забруднення прісноводних екосистем / Ляшенко В.А. // Об'єднані наукою: перспективи міждисциплінарних досліджень: Матер. III Всеук. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 17-18.11.2016

ЗМІСТ

ВСТУП	16
РОЗДІЛ 1 СУЧАСНІ ПІДХОДИ ДО ВИКОРИСТАННЯ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД.....	22
1.1 Сучасний стан розвитку підходів до оцінки стану водних об'єктів за допомогою біологічних методів	22
1.2 Загальні принципи біологічної індикації.....	27
1.3 Загальні принципи біологічного тестування.....	31
1.4 Міжнародні рекомендації до проведення оцінки екологічного стану водних об'єктів	33
РОЗДІЛ 2 ЕКОЛОГО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МІСЦЯ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	36
2.1. Еколого-географічна характеристика української частини дельти р. Дунай.	36
2.2. Еколого-географічна характеристика р. Удай.	39
2.3. Еколого-географічна характеристика р. Ворскла.	41
2.4. Еколого-географічна характеристика р. Рось.	44
РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	46
3.1. Розташування станцій відбору проб на модельних річкових екосистемах.....	46
3.2. Процедура відбору , зберігання, транспортування та аналізу проб зообентосу.....	54
3.3. Процедура відбору , зберігання, транспортування та аналізу проб донних відкладів для біологічного тестування.	60
3.4. Інтерпретація результатів біологічної індикації та біотестування з метою оцінки стану річкових екосистем та рівня забруднення донних відкладів.	64
3.5. Процедура встановлення референційних значень дескрипторів якості для визначення екологічного стану річкових екосистем.	65
РОЗДІЛ 4 Структурно-функціональні показники угруповань донних макробезхребетних модельних річкових екосистем та біоіндикація якості їх вод за організмами зообентосу	67

4.1. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу української частини дельти Дунаю протягом 2007-2012 рр.....	67
4.2. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Удай в межах національного природного парку «Пирятинський» протягом 2011-2016 рр.....	80
4.3. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Ворскла в межах Гетьманського національного природного парку в червні 2020 р.	91
4.4. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Рось в ділянці виліву токсичних речовин в червні-липні 2019 р.....	98
РОЗДІЛ 5 Оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів за допомогою методів біотестування	107
5.1. Оцінка забруднення донних відкладів української частини дельти Дунаю протягом 2007-2012 рр.....	107
5.2. Оцінка забруднення донних відкладів р. Удай в межах НПП «Пирятинський» протягом 2011-2016 рр.....	111
5.3. Оцінка забруднення донних відкладів р. Ворскла в межах Гетьманського НПП у серпні 2020 р.....	114
5.4. Оцінка забруднення донних відкладів р. Рось в ділянці виліву токсичних речовин в червні-липні 2019 р.....	115
5.5. Порівняльний аналіз використання структурних параметрів угруповань зообентосу та показників біотестування донних відкладів для оцінки стану річкових екосистем.	117
ВИСНОВКИ.....	127
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	129
ДОДАТОК А.....	139
ДОДАТОК Б	141

ВСТУП

Актуальність теми. Протягом останніх десятиліть концепція оцінки якості водного середовища як ресурсу замінюється концепцією оцінки середовища як місця мешкання гідробіонтів, що проявляється у заміні «критеріального» підходу на «референційний» підхід до оцінки екологічного стану водних об'єктів [3,48,62]. Інтеграція міжнародних підходів у практику екологічного моніторингу водних об'єктів в Україні регламентується положеннями Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60 [10] через запровадження нового Порядку здійснення державного моніторингу вод (постанова Кабінету Міністрів України № 758 від 19 вересня 2018 року). Згідно до цього Порядку встановлюються процедури діагностичного, операційного та дослідницького моніторингу поверхневих вод. Діагностичний моніторинг визначено як перший етап в системі державного екологічного моніторингу для оцінки поточного стану водних об'єктів, встановлення референційних умов для масивів поверхневих вод та оцінки їх довгострокових змін.

Однією зі складових діагностичного моніторингу є спостереження за біологічними показниками розвитку угруповань зообентосу. Відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60 організми зообентосу визнаються одним із дескрипторів екологічного стану водних об'єктів [10]. Враховуючи положення «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [49] та проекту її нової редакції [12] в основу екологічної класифікації водних екосистем України має бути покладено підхід, за яким оцінка екологічного стану водних об'єктів ґрунтується на узагальненні результатів біоіндикації та біотестування. Проте ці комплекси методів базуються на різних критеріях відповіді організму на параметри довкілля, адже організми-біоіндикатори є стенобіонтами, а тест-організми -

еврибійонтами. Тому необхідне встановлення відповідності оцінок екологічного стану водних об'єктів, отриманих за допомогою цих методів.

Таким чином, актуальність роботи полягає в обґрунтуванні можливості комбінованого використання структурних параметрів зообентосу та показників біотестування донних відкладів для оцінки стану річкових екосистем на прикладі угруповань донних безхребетних різнотипних водотоків України, які були обрані як модельні річкові екосистеми - Дунай, Удай, Ворскла та Рось.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами.

Дисертаційну роботу виконано в Навчально-науковому центрі «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка на кафедрі екології та зоології в рамках наукових тем: «Комплексне дослідження сучасного стану окремих груп тварин України» - номер теми НДР: 16КФ03603 (2015-2016 рр.); «Комплексна оцінка стану екосистем, їх складових та адаптацій біосистем до умов навколишнього середовища» - державний реєстраційний номер теми 0117U002599 (2017-2019 рр.); Моніторинг структурно-функціональної організації біотичних угруповань з метою оцінки стану екосистем у змінних умовах довкілля» номер теми НДР: 20КФ036-02 (початок виконання теми 01.2020). У роботу також включені наукові результати, які отримані автором під час виконання програм Літопису природи Національного природного парку «Пирятинський» та Літопису природи Гетьманського Національного природного парку (відповідно до Наказу Міністерства екології та природних ресурсів України № 465/430 від 25 листопада 2002 р.).

Мета і завдання дослідження. *Мета роботи* – встановити відповідність структурних параметрів угруповань зообентосу та токсичності донних відкладів для комплексної оцінки стану річкових екосистем у системі державного діагностичного моніторингу.

Для досягнення зазначеної мети були поставлені та вирішені такі завдання:

- визначити видове багатство та кількісні показники угруповань зообентосу пониззя Дунаю та центральних частин річок Удай, Ворскла та Рось, як модельних річкових екосистем України;
- на основі аналізу структурних характеристик угруповань зообентосу модельних річкових екосистем за біотичними індексами оцінити стан річкових екосистем та за індексами сапробності оцінити рівень органічного забруднення поверхневих вод;
- оцінити рівень токсичного забруднення донних відкладів модельних річкових екосистем методами біотестування;
- провести порівняльну оцінку чутливості та індикаторної здатності методів біоіндикації та біотестування для оцінки стану річкових екосистем;

Об'єкт дослідження: екологічний стан водних об'єктів.

Предмет дослідження: комплексний аналіз якості поверхневих вод, екологічного стану річок методами біоіндикації за угрупованнями зообентосу та забруднення донних відкладів методами біотестування.

Методи дослідження: У роботі використано загальноприйняті гідробіологічні методи збору якісних та кількісних бентосних проб; камеральної обробки гідробіологічного матеріалу [40]; методи біоіндикації: індекс видового різноманіття Шеннона, індекс подібності видового складу Жаккара, біотичні індекси – Trent Biotic Index (TBI), Belgian Biotic Index (BBI), Biological Monitoring Working Party Index (BMWP) [57,65,97], індекси сапробності Гуднайта-Уітлі та Зелінки-Марвана [77,105]; загальноприйняті методи біологічного тестування за допомогою тест-організмів *Lactuca sativa* L., *Allium cepa* L., *Daphnia magna* Strauss [72,73]; індекс оцінки стану

річкових екосистем - Ecological Quality Index (EQI) [67,68,97,104]; статистичні методи обробки результатів [75].

Під час роботи над дисертацією не було порушено біоетичних норм.

Інформаційну основу дисертаційної роботи склали зібрані, опрацьовані та узагальнені особисто автором первинні матеріали багаторічних польових досліджень; аналіз опублікованих даних вітчизняних та зарубіжних авторів.

Наукова новизна одержаних результатів. Вперше проведено дослідження таксономічного складу угруповань зообентосу р. Удай та р. Ворскла на природоохоронних територіях в межах національних природних парків «Пирятинський» та «Гетьманський». На території Гетьманського НПП виявлено один вид донних безхребетних, нетиповий для цього географічного регіону, – *Anax parthenope* Selys [39]. Здійснено комбіновану оцінку стану модельних річкових екосистем за структурними параметрами угруповань зообентосу та показниками біотестування донних відкладів. Обґрунтовано об'єктивність сумісного застосування біоіндикації за структурними показниками угруповань зообентосу та біотестування донних відкладів для здійснення діагностичного моніторингу масивів поверхневих вод. Запропоновано уточнення до програми державного моніторингу водних об'єктів, що полягають у комбінованому використанні структурних параметрів угруповань зообентосу та показників біотестування донних відкладів для оцінки стану річкових екосистем.

Практичне значення одержаних результатів. Відповідно до рекомендацій Водної Рамкової Директиви ЄС 2000/60 розроблено та апробовано уніфіковану п'ятибальну систему оцінки стану річкових екосистем за структурними показниками угруповань зообентосу та оцінки токсичного забруднення донних відкладів за методами біотестування. Для вдосконалення та узгодження національної та міжнародних систем

здійснення екологічного моніторингу природних поверхневих вод запропоновано сумісне використання біотичних індексів TBI, BBI, BMWP, індексу сапробності Зелінки-Марвана та біотестування за *Lactuca sativa* L., *Allium cepa* L., *Daphnia magna* Strauss.

Результати досліджень використовуються в навчальному процесі під час викладання освітніх програм «Біологія» та «Екологія» на кафедрі екології та зоології ННЦ «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка як наочні матеріали під час викладання курсів «Зоологія», «Екологія тварин», «Гідроекологія», «Моніторинг довкілля» та «Основи екологічної токсикології»; під час проведення навчальної практики у Канівському природному заповіднику; на заняттях гуртка «Основи гідробіології» Київського Палацу дітей та юнацтва.

Особистий внесок здобувача. Здобувачем обґрунтована мета, основні завдання роботи, зібрано та оброблено проби зообентосу, проведено біотестування токсичності донних відкладів, проведено статистичну обробку отриманих даних, їх аналіз, узагальнення та формулювання висновків. Особисто та у співавторстві опубліковано наукові праці, в яких викладено основні результати проведених досліджень.

Апробація результатів дисертації. Матеріали дисертації були представлені на 38^{ій} та 39^{ій} конференціях IAD (International Association of Danube Research) (Дрезден, 2010 та Сентендре, 2012); IV всеросійській конференції з водної екотоксикології, присвяченій пам'яті Б.А. Флерова «Антропогенний вплив на водні організми та екосистеми» (Борок, 2011); X та XI міжнародних міждисциплінарних науково-практичних конференціях студентів, аспірантів та молодих вчених «Шевченківська весна. Біологічні науки» (Київ, 2012 та Київ, 2013); III Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Об'єднані наукою: перспективи міждисциплінарних досліджень» (Київ, 2016).

Публікації. Основні положення дисертаційної роботи відображено в 12 наукових роботах. З них 2 у міжнародних фахових виданнях, які індексуються базами даних Scopus та Web of Science Core Collection та належать до видань 3-го квартилю (Acta Zoologica Bulgarica, Hydrobiological Journal); 3 - у фахових виданнях, які включено до категорії "Б" переліку наукових фахових видань України за спеціальностями «Біологічні науки».

Структура та обсяг роботи. Дисертація складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел та 2 додатків. Робота викладена на 141 сторінці, із них 129 сторінок основного тексту. Містить 19 таблиць та 6 рисунків. Список використаних джерел нараховує 106 найменувань, з яких 45 іноземні.

РОЗДІЛ 1 СУЧАСНІ ПІДХОДИ ДО ВИКОРИСТАННЯ БІОЛОГІЧНИХ МЕТОДІВ ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

1.1 Сучасний стан розвитку підходів до оцінки стану водних об'єктів за допомогою біологічних методів

Практика використання біологічних методів оцінки якості річкових вод існує вже більше, ніж 150 років [62]. Протягом останніх тридцяти-сорока років у світовій практиці оцінки стану водних екосистем відбуваються значні зрушення - сучасні дослідники відмовляються від концепції оцінки якості середовища як ресурсу, та повсюдно впроваджують концепцію оцінки середовища як місця мешкання гідробіонтів [47]. Такі зміни парадигми моніторингових досліджень поверхневих вод задекларовано у низці міжнародних документів, зокрема у Гельсінкській Конвенції, Водній Рамковій Директиві Європейського Союзу (ВРД ЄС), нормативних документах Ради Європи, ООН, ЮНЕСКО та інших. Науково-методичну основу цих змін становить перехід від переважно хімічних методів контролю якості води до провідної ролі біологічного контролю екологічного стану водних об'єктів. Це також проявляється у заміні критеріального підходу на компаративний підхід до оцінки екологічного стану водних об'єктів [4,62]. Компаративний підхід до оцінки екологічного стану водних об'єктів полягає у пошуку для кожного конкретного водного об'єкту так званих референційних умов. Відповідно до ВРД ЄС референційні умови це – «стан будь-якого водного об'єкта (у даний час або в минулому), за якого відсутні (спостерігаються у незначному обсязі) зміни величин гідро морфологічних, фізико-хімічних та біологічних складових якості, які могли б існувати за відсутності антропогенного втручання» [10]. Таким чином, референційні умови слугують еталоном, з яким необхідно проводити порівняння поточного екологічного стану водного об'єкту. Однак, практична реалізація такого підходу вимагає подолати ряд труднощів, пов'язаних зі складністю або навіть неможливістю встановлення референційних умов для деяких

сильно змінених водних об'єктів [50]. Тому встановлення референційних умов для нових водних об'єктів а також пошук методичних підходів, які дозволяють одночасно оцінювати екологічний стан великої кількості водойм є актуальним завданням гідроекологічної науки.

Головним питанням під час оцінки якості поверхневих вод на сьогодні стало визначення структурних та функціональних показників біологічної складової водних екосистем як основного чинника забезпечення стабільності умов відтворення водних ресурсів. Протягом минулого десятиліття було виконано значну роботу щодо інтеркалібрації біологічних методів оцінки якості поверхневих вод у країнах Європейського Союзу.

Сучасні процеси глобалізації вимагають узгоджених та детально науково-методично обґрунтованих підходів до оцінки та контролю стану водних об'єктів. Україна також взяла на себе обов'язок керуватися положеннями ВРД ЄС та поступово інтегрує європейські та світові підходи в практику екологічного моніторингу водних об'єктів. У зв'язку з цим використання методології біологічної оцінки екологічного стану водних об'єктів на основі компаративного підходу варто вважати більш ефективним та доцільним [4,62].

Саме у зв'язку з цими положеннями постановою № 758 Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 року було затверджено новий Порядок здійснення державного моніторингу вод [19]. Згідно до цього Порядку залежно від цілей та завдань державного моніторингу вод встановлюються процедури діагностичного, операційного та дослідницького моніторингу масивів поверхневих вод. Діагностичний моніторинг встановлено як перший етап в системі державного екологічного моніторингу вод. Цей етап має надати відомості про поточний стан водного об'єкту. Діагностичний моніторинг здійснюється з метою встановлення референційних умов для масиву поверхневих вод та оцінки їх довгострокових змін. Тому ми вважаємо діагностичний моніторинг найважливішою ланкою для впровадження

міжнародних підходів до оцінки стану водних об'єктів в українську практику.

Однією зі складових діагностичного моніторингу є спостереження за біологічними показниками розвитку угруповань донних макробезхребетних, яке, відповідно до Порядку здійснення державного моніторингу вод, має відбуватися не менше одного разу на рік для всіх типів водних об'єктів. Таке положення добре узгоджується із світовими підходами до оцінки стану водних екосистем, адже відповідно до ВРД ЄС склад та розповсюдження фауни донних безхребетних є одним з найважливіших елементів якості для класифікації екологічного стану [10].

Вивчення угруповань донних макробезхребетних є одним з пріоритетних напрямків для діагностичного моніторингу стану гідроекосистем, оскільки макрзообентос відіграє значну роль у трансформації речовин та потоках енергії, слугуючи кормовим ресурсом для інших гідробіонтів. Переважна більшість сучасних методів біологічної індикації якості води базуються саме на вивченні фауни донних макробезхребетних [82]. Бентосні безхребетні, які населяють прісноводні водойми, переважно представлені личинками комах, ракоподібними, молюсками та круглими червами. Більшість з цих тварин мешкає у верхньому шарі донних відкладів товщиною 5-10 см, утворюючи в цьому шарі видовжені та розгалужені ходи або нори. Ряд досліджень вказує, що нори, вириті представниками макрзообентосу, можуть утворювати мікробіотопи, в яких екологічні умови значно відрізняються від умов у інших шарах донних відкладів та власне поверхневих вод [106]. Потоки води, спрямовані цими ходами, насичують глибокі шари донних відкладів киснем та сприяють виділенню та біодеградації продуктів метаболізму донних організмів. Крім цього, спосіб живлення представників зообентосу робить їх чутливими до забруднюючих речовин, які потрапляють у водні екосистеми та накопичуються у донних відкладах.

Завдяки тому, що бентосні безхребетні мешкають на межі між власне водною та ґрунтовою фазою гідроекосистем, здатні активно впливати на екологічні умови у мікробіотопах донних відкладів та здатні накопичувати забруднюючі речовини у своїх організмах, різноманіття представників макрзообентосу та структурні показники їх угруповань слугують одним із найбільш надійних та інформативних показників про показники якості водних об'єктів та рекомендуються ВРД ЄС як один із найбільш інформативних дескрипторів (структурно-функціональних показників) для оцінки та контролю якості гідроекосистем [10,89,100].

Але, не зважаючи на усі переваги використання організмів макрзообентосу для здійснення діагностичного моніторингу, на практиці виникає низка проблем [62]:

- сезонна наявність більшості видів комах;
- мозаїчність просторового розподілу донних безхребетних через неоднорідність мікробіотопів;
- неоднозначність кількісної інтерпретації за умови оцінки лише відносного видового багатства;
- необхідність враховувати дрефт як під час екстремальних впливів на річкові екосистеми, так і під час звичайних міграцій.

Зважаючи на вищезазначене, індикацію за макрзообентосом для діагностичного моніторингу водних об'єктів варто поєднувати з іншими біологічними методами оцінки якості компонентів водних екосистем. Одним з таких методів може бути біологічне тестування донних відкладів.

Міжвідомчим керівним нормативним документом, затвердженим Міністерством екології України, є «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [12,49]. Відповідно до загальних положень цієї методики екологічна оцінка якості поверхневих вод

базується на екосистемному підході, що передбачає аналіз гідробіонтів, водного середовища та донних відкладів.

Донними відкладами називають піщані, піщано-мулисті, мулисті, глинисті часточки та перегниваючі органічні рештки, з яких утворене дно водних об'єктів. Донні відклади є важливим компонентом водних екосистем, оскільки вони здатні до тривалої акумуляції та поступового вивільнення забруднюючих речовин. В межах однієї гідроекосистеми хімічний склад донних відкладів набагато менш мінливий, аніж хімічний склад поверхневих вод [40]. До складу донних відкладів входять часточки дуже мінливі за своїми розмірами та хімічним складом – обидва ці параметри мають значний вплив на хімічну природу та кількість забруднюючих речовин, які можуть накопичуватися у донних відкладах [106]. Деякі види бентосних безхребетних надають перевагу донним відкладам з часточками відповідного розміру та хімічного складу, а інші не виявляють такої специфічності. Відомі випадки, коли сильно забруднені донні відклади слугували місцем мешкання для угруповання донних безхребетних з високим різноманіттям та чисельністю [106]. Показано також, що перевищення нормативів вмісту окремих забруднюючих речовин у воді або донних відкладах не обов'язково викликає негативні зміни в угрупованнях гідробіонтів [35]. Зазначені явища пояснюються тим, що безпосередній токсичний вплив здійснюють лише біологічно доступні форми забруднюючих речовин.

Біологічна доступність забруднюючих речовин, накопичених у донних відкладах, для біоти, що їх населяє, визначається складним комплексом факторів – тому може поставати практична необхідність визначати інтегральний показник рівня забруднення донних відкладів, не вивчаючи подробиць фізико-хімічної взаємодії молекул забруднюючих речовин та часточок донних відкладів. Методи біологічного тестування рівня забруднення донних відкладів спрямованні на задоволення такої потреби під час проведення гідроекологічних досліджень.

Відповідно до положень діючої «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод» а також проекту нової «Методики», що має її замінити, [12,49,54] в основу розроблення екологічної класифікації водних екосистем має бути покладено підхід, за яким оцінка екологічного стану гідроекосистем ґрунтується на паралельному використанні методів біоіндикації та біотестування.

Проте на сьогодні в Україні відсутні науково-методичні праці, які детально висвітлюють особливості сумісного використання методів біологічної індикації за організмами макрзообентосу та біологічного тестування донних відкладів для оцінки стану водних об'єктів відповідно до цілей та завдань діагностичного моніторингу масивів поверхневих вод. Вважаємо, що для успішної імплементації в Україні світових підходів до оцінки водних екосистем, необхідно визначити та описати перспективи сумісного застосування біологічних показників угруповань макрзообентосу та біотестування донних відкладів для оцінки показників якості водних екосистем.

1.2 Загальні принципи біологічної індикації

Методами безпосереднього хімічного аналізу часто неможливо визначити рівень забруднення природних вод через високе різноманіття хімічних компонентів, що можуть бути наявні. Крім цього, гідрохімічний аналіз не надає даних щодо біологічної доступності наявних у природних водах речовин, ступеню їх шкідливої дії, сумарного впливу, засвоюваності, можливої толерантності організмів тощо. Дослідження абіотичних показників характеризують окремі компоненти якості водних об'єктів, в той час, коли застосування методів біологічної індикації вказує на інтегральний стан водних об'єктів, реакцію гідробіонтів на комплексну багатofакторну дію багатьох складових. Тому для оцінки токсичності забруднюючих

речовин окрім даних гідрохімічного аналізу необхідно використовувати методи, засновані на реакції живих організмів, які населяють досліджувані водні об'єкти [30].

Біологічна індикація - це комплекс методів для оцінки якості середовища існування або окремих його характеристик за станом біоти у природних умовах. Кількісний або якісний опис абсолютно повного складу біоти практично нездійснений, тому оцінку проводять за окремими угрупованнями або таксономічними групами [57,58].

Біологічні індикатори - це група особин одного виду або біотичне угруповання, за наявності, станом чи поведінкою яких судять про зміни у середовищі їх мешкання, в тому числі про присутність і концентрацію забруднюючих речовин.

Біологічна індикація якості поверхневих вод - це визначення екологічного стану вод на основі реакції живих організмів та їх угруповань (біоіндикаторів) на антропогенне навантаження, якого зазнає водна екосистема.

Біологічна індикація сапробності поверхневих вод - визначення якості вод за наявності та характеристиками водяних організмів-індикаторів сапробності [12].

Використовуючи методи біологічної індикації можна оцінити ступінь забруднення середовища, здійснювати постійний контроль його якості та змін. Головна мета біондикації полягає у діагностиці стану екосистем шляхом оцінки здатності організмів до адаптації у відповідних умовах довкілля. Для цього у біоіндикації застосовують два типи організмів: організми-індикатори, та організми-монітори [8,9].

Організми-індикатори використовують для ідентифікації змін у середовищі, зумовлених дією суміші забруднюючих речовин, часто

невизначеної хімічної природи. Висновок про високий рівень забруднення компонентів гідроекосистем можна робити за відсутністю чутливих індикаторних груп або за наявністю популяцій високої щільності для толерантних організмів, для яких відома широка екологічна валентність за здатність переживати несприятливі умови [57]. Прикладом організмів-індикаторів можуть слугувати личинки комах, представників рядів Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera тощо. Ці тварини на личинковій стадії дуже чутливі до концентрації розчиненого у воді кисню, яка може опосередковано вказувати на рівень забруднення природних вод.

Організми-монітори використовують для кількісного визначення рівню забруднення шляхом вимірювання концентрацій забруднюючих речовин у тканинах цих організмів [8,9,80]. Найчастіше організмами-моніторами слугують фільтратори, котрі пропускають через своє тіло значні об'єми води, та здатні накопичувати в своєму тілі забруднюючі речовини, значно підвищуючи концентрації цих речовин. Прикладом організмів-моніторів можуть бути молюски-фільтратори, представники класу Bivalvia. За інтенсивністю надходження забруднюючих речовин до тканин організмів-моніторів можна оцінити їх біологічну доступність. Доволі ефективним може стати використання організмів-моніторів у якості систем раннього сповіщення про забруднення гідроекосистем. Проте, аналіз нормативно-правових документів, що регулюють здійснення екологічного моніторингу європейських країн вказує, що використання організмів-моніторів не набуло значного поширення [35].

Біоіндикаційні дослідження поділяють на два рівні: видовий та біоценотичний. Видовий рівень включає констатацію присутності організму, облік частоти його знаходження, вивчення його анатомо-морфологічних та фізіолого-біохімічних властивостей. Натомість на біоценотичному рівні враховують біологічне різноманіття, видове багатство та оцінюють продуктивність угруповання [1,40,47,52].

За характером взаємодії вида-індикатора із середовищем, методи біоіндикації можна поділити на реєструючу біоіндикацію та біоіндикацію за акумуляцією. Реєструючі види-індикатори реагують на зміни стану середовища змінами чисельності, пошкодженням тканин, змінами швидкості росту, поведінки тощо. Накопичуючі індикатори концентрують забруднюючі речовини у тканинах та органах, що в подальшому використовується для визначення ступеню забруднення середовища за допомогою хімічного аналізу. Проведене нами дослідження являє собою реєструючу біоіндикацію на біоценотичному рівні.

На сьогодні відомо багато різноманітних методів біологічної індикації якості поверхневих вод за бентосними макробезхребетними, розроблено спеціалізоване програмне забезпечення, що дозволяє швидко та просто розраховувати практично необмежену кількість біотичних індексів [6]. Проте дослідникам все ще доволі складно обрати групу методів, яким варто віддати перевагу у кожному конкретному дослідженні [30]. В. К. Шитіков зі співавторами дійшов висновку, що «у світовій практиці відсутня достатньо формалізована класифікація індексів і критеріїв, рекомендованих для вирішення конкретних завдань гідробіологічного моніторингу» [59]. З цього випливає ще один суттєвий недолік цього комплексу методів – відсутність загальноприйнятих систем формалізованої бальної оцінки якості природних вод.

Необхідно усвідомлювати, що на територіях різних країн можуть суттєво відрізнятися ареали розповсюдження представників різних видів тварин та екологічна роль, яку вони відіграють в бентосних угрупованнях. Тому в багатьох країнах світу фахівці-гідроекологи часто модифікують методи біологічної індикації – розраховувані біотичні індекси – для отримання більш точних результатів та їх інтерпретації з урахуванням регіональних екологічних особливостей [52,74,78,83,90,99,101,103].

Для виконання поставлених у цьому дослідженні завдань, нами було обрано найбільш розповсюджені та найбільш вживані підходи до оцінки якості поверхневих вод за бентосними макробезхребетними: вивчення структурних показників угруповань макрзообентосу; біоіндикацію забруднення, засновану на зникненні індикаторних груп; та біоіндикацію сапробності за індикаторними групами.

1.3 Загальні принципи біологічного тестування

Постановою № 758 Кабінету Міністрів України від 19 вересня 2018 року було затверджено новий Порядок здійснення державного моніторингу вод. Відповідно до цього Порядку для визначення переліку специфічних синтетичних та несинтетичних забруднюючих речовин регулярно має здійснюватися скринінг проб вод та донних відкладів. Однак, методи безпосереднього хімічного аналізу складу вод та донних відкладів можуть бути малоефективними через високе різноманіття хімічних компонентів, що входять до їх складу. Крім цього, такі методи аналізу не дозволяють оцінити біологічну доступність наявних у екосистемі речовин. Розглянуті раніше методи біологічної індикації також можуть мати похибку в оцінці рівня забруднення – ця похибка пов'язана із поступовим пристосуванням організмів до екологічних умов, які оточують їх в екосистемах.

Саме тому у сучасній гідроекології значну роль відіграють методи оцінки токсичності водного середовища за допомогою лабораторних тест-організмів - тобто методи біотестування якості води та донних відкладів. Біотестування полягає у використанні організмів або їх сукупностей для кількісної оцінки якості навколишнього середовища або його змін, шляхом визначення впливу певних сполук за морфологічною або гістологічною структурою організму, його метаболізмом, поведінкою чи популяційною структурою[22,23,52,55]. Методи біотестування зазвичай не дозволяють чітко

ідентифікувати забруднюючу речовину, або групу речовин, які спричинюють негативний ефект на тест-організмів. Натомість, методи біотестування дозволяють оцінити результируючий вплив взаємодії багатьох біологічно доступних хімічних речовин, наявних у екосистемі – тобто комплексно оцінити якість середовища для живих організмів. Важливою умовою проведення біотестування є використання біологічно однорідних лабораторних культур.

За тривалістю біотестування виділяють три типи тестів [23]:

- 1) гострі – в таких тестах реєструються показники виживання тест-організмів; тестування триває від кількох хвилин до 96 годин;
- 2) короткотривалі хронічні (також відомі як «субхронічні») – біотести тривалістю 7-10 діб, які закінчуються зазвичай після отримання першого покоління у досліді. В таких тестах зазвичай оцінюються показники плодючості тест-організмів а також негативні ефекти на рівні систем органів, окремих органів, тканин, клітин та внутрішньоклітинних структур тест-організмів;
- 3) хронічні – тести, що можуть тривати декілька тижнів, переважно до отримання третього покоління тварин у досліді. В таких тестах оцінюється плодючість та інші фізіологічні показники не тільки першого, але й наступних поколінь тест-організмів.

Багато біотестів є доволі чутливими а також простими та швидкими у проведенні та аналізі результатів. Зважаючи на те, що методи біотестування дають можливість отримувати екологічні дані, недоступні традиційним методам хімічного аналізу, біотестування стало незамінним елементом сучасних систем контролю рівня забруднення різноманітних екосистем. Такі методичні особливості біотестування дозволяє використовувати цей комплекс методів в системі екологічного моніторингу якості природних вод,

отримуючи дані про безпосередні впливи на біоту, що мешкає в точках дослідження [8,9].

У багатьох країнах світу завдяки методам біотестування реалізується напрямок біологічного моніторингу, пов'язаний із створенням систем раннього сповіщення про токсичне забруднення компонентів екосистем. Такі системи є прикладом найвищого рівня розвитку державних систем моніторингу стану навколишнього середовища [8,9,106]. В Україні методи біотестування також широко використовують для оцінки рівня забруднення природних вод та донних відкладів [23,31,32,34,61].

1.4 Міжнародні рекомендації до проведення оцінки екологічного стану водних об'єктів

Відповідно до рекомендацій ВРД ЄС кожна країна-учасник має можливість обирати свій перелік дескрипторів для оцінки та контролю якості водних об'єктів різних типів. Для різних типів масивів поверхневих вод можуть застосовуватися різні набори визначальних структурно-функціональних показників [10,70,106].

Для виконання оцінки екологічного стану водних об'єктів необхідно спочатку встановити еталонні значення показників усіх біологічних елементів якості. Для встановлення референційних значень дескрипторів якості можна використовувати один із наведених нижче методичних підходів [10,70,106]:

- пошук непорушених типоспецифічних ділянок – непорушених ділянок із такими умовами місць існування гідробіонтів, які могли б слугувати еталонами для певного типу масивів поверхневих вод;
- застосування історичних даних за наявності багаторічних рядів даних щодо обраних дескрипторів якості;

- встановлення референційних значень для певного водного об'єкту за результатами дослідження інших (аналогічних) водних об'єктів;
- палеорекоконструкція (для озер).

Дослідження непорушених типоспецифічних ділянок можна вважати найбільш бажаним для здійснення державного моніторингу. Використання багаторічних дослідницьких даних є найбільш надійним методом для встановлення референційних значень структурних показників. Проте цей прийом можна застосовувати лише, якщо для водного об'єкту існують непорушені або мінімально порушені ділянки, які за своїми характеристиками наближаються до «природного стану». На жаль, виявлення еталонних ділянок гідроекосистем є дуже складним завданням через сучасні реалії інтенсивного антропогенного навантаження на водні об'єкти як України, так і світу. Проте, відомі приклади успішного розв'язання цієї проблеми [4].

Застосування багаторічних рядів даних для встановлення референційних значень дескрипторів якості гідроекосистем також має суттєві обмеження – пов'язані із неповнотою літературних даних та повною їх відсутністю для деяких водних об'єктів.

Звертаючи увагу на положення, зазначені вище, ми вважаємо максимально придатним для здійснення державного екологічного моніторингу метод встановлення референційних значень за результатами дослідження масивів поверхневих вод аналогічного типу інших водних об'єктів. Застосування цього підходу дозволяє досліджувати непорушені типоспецифічні ділянки одних гідроекосистем, а встановлені для них референційні значення показників використовувати для оцінки екологічного стану інших. Використання цього методичного підходу в системі державного екологічного моніторингу не лише розширює можливості дослідників, але і

дозволяє значно зекономити час та кошти, необхідні для проведення дослідження.

У дисертаційному дослідженні використано саме такий підхід до оцінки екологічного стану річкових екосистем – за результатами шестирічних досліджень екосистеми р. Удай встановлено еталонні значення обраних дескрипторів біологічних елементів якості поверхневих вод та донних відкладів. Відповідно до положень ВРД ЄС нами використано структурні показники угруповань макрозообентосу для розрахунку біотичних індексів з метою визначення якості поверхневих вод; а відповідно до положень державної «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод» - проведено біотестування для оцінки рівня забруднення донних відкладів.

В подальшому ці референційні значення використано для оцінки екологічного стану водних об'єктів аналогічного типу (рівнинні річки середнього розміру) – річок Ворскла та Рось. Також у дисертаційній роботі було проведено спробу оцінки екологічного стану водного об'єкту іншого типу – річки Дунай.

РОЗДІЛ 2 ЕКОЛОГО-ГЕОГРАФІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МІСЦЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Еколого-географічна характеристика української частини дельти р. Дунай.

Відповідно до Обліку поверхневих вод Державного водного кадастру за проведеною в Україні типізацією р. Дунай та рукави дельти цієї річки належать до екорегіону Понтійська провінція та району басейну річки Дунай [22].

Загальна довжина р. Дунай складає 2960 км, з них 175 км знаходяться в межах України. Площа басейну Дунаю становить 817 000 км². Відповідно до статті 79 Водного кодексу України, за площею басейнів водозбору Дунай належить до великих річок [11].

Водність Дунаю формується в основному за рахунок гірських річок Альп, Карпат та Балкан. Дунай впадає в Чорне море. Загальний річний стік у середньому складає 198 км³ і становить 60% загальної величини надходження річкових вод у Чорне море [2].

Дельта річки Дунай, частина якої розташована на території України, є одним з найбільших водно-болотних угідь Європи [63]. Водно-болотні угіддя в свою чергу належать до вразливих екосистем, на яких зберігається високе біологічне різноманіття флори та фауни. Дельту Дунаю внесено до переліку двохсот найбагатших за видовим різноманіттям водно-болотних угідь світу, що входять в планетарну мережу Global 200 - рейтинговий список екосистем, у якому зазначено найбільш важливі для збереження екологічні регіони за версією Всесвітнього Фонду Дикої Природи. Дельта річки Дунай розглядається цим фондом як «уразлива до змін клімату» [15,63].

В дельті Дунаю зустрічається біля 4000 видів рослин і тварин. Водно-болотне угіддя «Кілійське гирло» має міжнародне значення в

основному як середовище існування водоплавних птахів, а у відгалуженні Кілійського гирла - гирлі Бистрому - мігрує більша частина популяції дунайського оселедця. На території України вторинна дельта Кілійського рукава Дунаю збереглася як унікальна екосистема. За біологічною продуктивністю дунайську дельту можна порівняти з найпродуктивнішими біомами планети, навіть такими, як вологі тропічні ліси і морські коралові рифи [21,63].

Вторинна Кілійська дельта Дунаю, яка розташована нижче м. Вилкове, відома як наймолодша ділянка суходолу в Європі. Утворення цих частин суходолу почалося близько трьохсот років тому і не припиняється навіть сьогодні. Збільшення площі суходолу в Кілійській частині дельти Дунаю відбувається завдяки відкладенню в гирлах дельти завислих у воді мінеральних і органічних часток та більш важких придонних наносів, які щорічно приносяться водними масами Дунаю [26]. Таким чином, Українська частина дельти Дунаю є унікальною екосистемою, яка постійно змінюється, примножуючи різноманіття екологічних умов, а тому і біологічних видів.

Українській частині дельти Дунаю притаманне значне біологічне різноманіття – за сучасними відомостями тут зустрічається 1200 видів судинних рослин (серед них 25 видів занесено до Червоної книги України, а 5 видів – до Європейського червоного переліку); 5388 видів безхребетних тварин (серед них 15 видів занесено до Червоної книги України); більше 400 видів хребетних тварин (серед них 70 видів занесено до Червоної Книги України, а 20 видів – до Європейського Червоного Списку) [21].

Водно-болотні угіддя Кілійської дельти Дунаю в 1975 р. були занесені до Списку водно-болотних угідь міжнародного значення. Цей високий статус водно-болотних угідь Кілійської дельти Дунаю був підтверджений у 1996 р. Конвенцією про водно-болотні угіддя міжнародного значення на підставі Рамсарської конвенції 1971 року [63].

Дунай – це велика європейська річка, яка протікає територією десяти країн; у басейні цієї річки проживає майже 100-мільйонне населення. У придунайських країнах розвинені різні галузі промисловості, металургія та сільське господарство. Тому екосистеми Дунаю постійно відчувають значний антропогенний вплив, адже в Дунай та його притоки надходить значна кількість неочищених або недостатньо очищених промислових, комунальних і сільськогосподарських стічних вод, що містять токсичні речовини широкого спектра [26,60]. Забруднення річки обумовлене також промисловими викидами в атмосферу токсичних речовин у складі аерозолів, які осідають на ґрунті й рослинності, а потім змиваються до Дунаю дощовими й талими водами [26,60].

Для дунайських вод характерна підвищена каламутність, яка обумовлена значним вмістом поверхневих водах завислих частинок та наносів [2,56]. Середньорічний вміст зважених у воді частинок для Дунаю коливається від 107 до 242 г/м³. За своїми фізико-хімічними властивостями завислі часточки здатні до активної адсорбції – такі часточки можуть накопичувати важкі метали, пестициди, інші токсиканти а також бактерій та інших мікроорганізмів. Для поверхневих вод Дунаю висока каламутність є скоріше позитивним явищем, адже завдяки їх сорбційним здатностям відбувається самоочищення водних мас [2]. Але у дельтовій ділянці річки Дунай, у зв'язку з розгалуженням русла на багато рукавів та зі впадінням у Чорне море, значно знижується швидкість течії річки. Це в свою чергу призводить до седиментації завислих у воді часточок та їх накопичення у донних відкладах дельти. Це призводить до потрапляння у донні відклади різноманітних забруднюючих речовин у дуже високих концентраціях [26,60]. Через трофічні мережі ці забруднюючі речовини можуть накопичуватися в першу чергу у бентосних організмах.

Численні літературні джерела свідчать про те, що дунайським водам властивий короткотривалий гострий токсичний ефект, який обумовлений

нерівномірним надходженням токсикантів та імпульсним характером забруднення [26,31,32,34,60]. Здійснення постійного екологічного моніторингу дельти Дунаю постає дуже важливим завданням для здійснення державного моніторингу природних вод.

Рівень забруднення вод Дунаю привертає увагу фахівців-гідроекологів з багатьох країн Європи [15]. Створено Міжнародну комісію захисту ріки Дунай (ICPDR), яка об'єднує науковців з придунайських країн. Під егідою цієї міжнародної організації відбуваються регулярні комплексні моніторингові дослідження екологічного стану Дунаю (Joint Danube Survey), які проходили у 2001, 2007 та 2013 роках. За результатами цих досліджень відомо, що майже всі ділянки Дунаю мають середній і вищий за середній ступені забруднення [86,87]. Зазначимо, стосовно української частини дельти у ICPDR немає достовірних даних, тому українські ділянки позначено як ті, що «імовірно перебувають у поганому стані». На 2019 рік було заплановано початок четвертої подібної міжнародної програми досліджень - Joint Danube Survey 4.

2.2. Еколого-географічна характеристика р. Удай.

Відповідно до Обліку поверхневих вод Державного водного кадастру за проведеною в Україні типізацією р. Удай дельти належить до екорегіону Східні рівнини та району басейну річки Дніпро [16].

Річка Удай є типовим представником малих річок України, а також однією з небагатьох річок лівобережжя Дніпра, яка не зазнала гідромеліоративного спрямлення русла та значного розорювання заплави. Загальна довжина р. Удай становить 327 км, водозбірна площа – 7 030 км². Відповідно до статті 79 Водного кодексу України, за площею водозбірного басейну Удай належить до середніх річок [11].

Р. Удай бере початок із болота поблизу Ічнянського Національного природного парку в Ічнянському районі Чернігівської області, а закінчується впадінням у р. Сулу поблизу с. Березоточа Полтавської області. Р. Удай належить до річок рівнинного типу та має змішане живлення, більшість якого припадає на дощове та снігове живлення.

На заплавних ландшафтах навколо р. Удай сформовано типові для лівобережної України рослинні угруповання. Найпоширенішими угрупованнями, що займають великі за площею ділянки, є угруповання з домінуванням очерету звичайного (*Phragmites australis*). Серед них вирізняються варіанти з високою участю гідатофітів, що розташовані на постійно обводнених прируслових ділянках та варіанти із участю гідрофітів, гігрофітів і навіть мезофітів, що розташовані дещо вище по профілю берегового схилу. Також часто зустрічаються, хоча і меншими за охопленням площі ділянками, фітоценози з домінуванням рогозу широколистого (*Typha latifolia*), лепешняку великого (*Glyceria maxima*), куги озерної (*Scirpus lacustris*). Нечасто, у вигляді окремих фрагментів на заплаві відмічаються ділянки з домінуванням археофіта східноєвропейської флори – лепехи (*Acorus calamus*), виду, що має етноботанічне та ресурсне значення. На водній поверхні річки значні площі зайняті угрупованнями з домінуванням різних видів рдесників (*Stuckenia pectinata*, *Potamogeton crispus*, *P. gramineus*, *P. lucens*, *P. natans*, *P. perfoliatus*), водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum*), тілорізу болотного (*Stratiotes aloides*), водокрасу жаб'ячого (*Hydrocharis morsusranae*). У такого типу гідрофільних ценозах виявлені популяції рідкісних видів рослин, занесених в різного роду охоронювані списки: в Червону книгу України – сальвінія плаваюча (*Salvinia natans*), в список рідкісних та зникаючих рослин Полтавщини – пухирник звичайний (*Utricularia vulgaris*), латаття біле (*Nymphaea alba*).

Серед різноманіття тварин р. Удай зустрічається 2 види, занесені до Червоної книги України: видра річкова (*Lutra lutra*) та п'явка медична (*Hirudo*

medicinalis). З регіонально рідкісних видів (Полтавська обл.) відмічено крячка білощогого (*Chlidonias hybrida*) та вужа водяного (*Natrix tessellata*).

З метою збереження заплавних ландшафтів півночі Полтавської обл. у 2010 р. було створено НПП «Пирятинський», на території якого розташовано частину русла р. Удай, протяжністю 65 км. Проте природоохоронна функція національного парку ускладнена через використання вод р. Удай місцевим населенням у побуті та сільському господарстві, а також через надходження стічних та господарських вод м. Пирятин. Тому актуальною є оцінка можливих загроз біологічному різноманіттю на цих територіях, наразі й методами біоіндикації за макрозообентосом рекомендованими водоохоронними документами Європейського співтовариства [10].

Вивчення фауністичного складу донних безхребетних р. Удай та структурно-функціональних показників їх угруповань на території НПП «Пирятинський» попередньо не проводилось – у роботі представлені результати першого подібного дослідження на цій природоохоронній території [36].

2.3. Еколого-географічна характеристика р. Ворскла.

Відповідно до Обліку поверхневих вод Державного водного кадастру за проведеною в Україні типізацією р. Ворскла лежить в межах двох екорегіонів. Більша частина течії річки знаходиться в межах екорегіону Східні рівнини – близько 320 км в межах території України. Невелика ділянка р. Ворскла перед впадінням в р. Дніпро – біля 15 км за течією річки, - належить екорегіону Понтійська провінція. Р. Ворскла повністю належить до району басейну річки Дніпро [16].

Загальна довжина Ворскли складає 464 км, серед них в межах України – 336 кілометрів, а в межах Гетьманського Національного природного парку,

розташованого у Сумській області, – 122 км. Загальна водозбірна площа р. Ворскла становить 14 700 км². Відповідно до статті 79 Водного кодексу України, за площею басейну водозбору Ворскла належить до середніх річок [11].

Р. Ворскла бере свій початок на заході Середньоросійської височини у Белгородській області Російської Федерації. Ця річка протікає територією Росії та Сумською і Полтавською областями України. Ворскла є лівою притокою р. Дніпро та впадає в нього у Кам`янському водосховищі.

Ділянка річкового русла, на якій проводили дослідження, знаходиться в межах лівобережної Дніпровської рівнини. Русло Ворскли у верхній та середній течії дуже звивисте, шириною 12–50 м, а в нижній -- випрямляється, і ширина його сягає 100-150 м. Середня глибина становить 2-4 м, тоді як максимальна складає 10-12 м. Однак у верхній та середній течії річки часто зустрічаються мілководні ділянки. Дно піщане, у ділянках розширення річкового русла та спадання швидкості течії - мулисте. Через малий перепад висот швидкість течії не перевищує 0,1 м/с, лише на перекатах вона зростає до 1,5 м/с. Берегова лінія ділянки русла покрита деревами, чагарником, луговою, водною та болотною рослинністю. Ґрунтовий покрив берегів річки представлено заплавними глинисто-піщаними та легкосуглинковими ґрунтами. Береги Ворскли асиметричні, лівий – більш крутий, а правий – більш пологий. Ширина річки складає 40-70 м [13].

Серед ґрунтів в ділянці проведених досліджень переважають чорноземи середньо- та мало гумусні, субстратом для них є лесовидні суглинки і леси. Ландшафт місцевості має перехідний характер від лісостепового до степового [13,14].

За критерієм мінералізації води р. Ворскла у межах Сумської області належать до 2 категорії I класу якості, тобто до «прісних олігогалинних вод», що за своїм екологічним станом класифікуються як «дуже добрі», а за

ступенем чистоти як «чисті». За середньо багаторічними трофо-сапробіологічними показниками води р. Ворскла відносяться до III класу якості 4 категорії; за екологічним станом характеризуються переважно як «задовільні»; за ступенем забрудненості – «слабко забруднені»; за сапробністю - β "-мезосапробні; за трофністю – евтрофні. За середніми багаторічними значеннями індексів блоку специфічних речовин токсичної дії води р. Ворскла відповідають 3 категорії II класу якості та характеризуються як «добрі» за екологічним станом та «досить чисті» за ступенем забруднення [13,14].

Рослинний і тваринний світ Гетьманського НПП є досить різноманітним і налічує понад 1000 видів рослин та 2500 видів тварин, серед яких багато занесених до Червоної книги України - журавель сірий (*Grus grus*), видра річкова (*Lutra lutra*), горностай (*Mustela erminea*), мінога українська (*Eudontomyzon mariae*), джміль моховий (*Bombus muscorum*), жук-олень (*Lucanus cervus cervus*), махаон (*Papilio machaon*), косарик тонкий (*Gladiolus tenuis*), любка дволиста (*Platanthera/Orchis bifolia*), пальчатокорінник травневий (*Dactylorhiza majalis*) та інші. Однією з основних причин фауністичного багатства НПП є його фізико-географічне розташування, велика площа та різноманітність біотопів - перш за все лучних, водно-болотних і лісових. Загалом для фауни Парку характерне домінування лісостепових видів.

Вивчення фауністичного складу донних безхребетних р. Ворскла та структурно-функціональних показників їх угруповань на території Гетьманського НПП попередньо не проводилось – у роботі представлені результати першого подібного дослідження на цій природоохоронній території [33].

2.4. Еколого-географічна характеристика р. Рось.

Відповідно до Обліку поверхневих вод Державного водного кадастру за проведеною в Україні типізацією р. Рось належить до екорегіону Східні рівнини та району басейну річки Дніпро [16]. Зауважимо, що витік р. Рось розташовано на межі між екорегіонами Східні рівнини та Понтійська провінція.

Р. Рось протікає центральними областями України – Вінницькою, Київською та Черкаською. Це права притока Дніпра, яка впадає в Кременчуцьке водосховище. Загальна довжина Росі становить 346 км, площа її водозбірного басейну 12 600 км². Відповідно до статті 79 Водного кодексу України, за водозбірною площею Рось належить до середніх річок [11].

Початок річка Рось бере з джерела поблизу с. Ординці Погребищенського району в межах Придніпровської височини. Починається Рось на території Козятинської вододільної височини, яка характеризується незначною розчленованістю поверхні. Долина її має тут неглибокий виріз та пологі схили. У руслі зустрічаються стародавні піщані та піщано-галькові наноси. Загалом для долини Росі характерне чергування звужених і розширених ділянок, ширина яких змінюється від кількох сотень метрів до 4,5–5,0 км. Для верхньої частини річки Рось характерні високі прямовисні береги, місцями трапляються виходи скельних порід, швидкість течії переважно досягає 0,7 м/сек; а на окремих ділянках навіть вища за 1 м/сек [53]. Р. Рось впадає в Дніпро за 747 км від його гирла, річковий стік становить 0,8 км³ на рік.

Хімічний склад води у верхній течії р. Рось формується під значним впливом процесів вивітрювання алюмосилікатів кристалічних порід, що знаходяться в басейні. Це призводить до утворення гідрокарбонатно-кальцієвих вод переважно першого типу.

Кількість поясів заростання вищою водною рослинністю невелика, на окремих ділянках розвивається лише третій пояс занурених рослин, рідше два пояси (прибережний і пояс занурених рослин). Відсоток заростання річки підвищується на ділянках з кам'янистим ґрунтом. Кількість видів вищої водної рослинності невелика, однак вища, ніж на звичайних ділянках, нерідко весь поперечник русла заростає одним або двома видами. Саме на таких ділянках відмічені зарості водопериці колосистої (*Myriophyllum spicatum* L.), сусака звичайного (*Butomus umbellatum* L.) та рдесника кучерявого (*Potamogeton crispus* L.). Тут трапляються глечики жовті (*Nuphar luteum* Sm.). На ділянках із швидкостями близько 1 м/сек. розвиваються угруповання, що складаються із підводних листків сусака звичайного і підводної форми стрілолиста звичайного (*Sagittaria sagittifolia* L.). На ділянках із ґрунтовими мінеральними берегами зареєстровано 20 видів водних рослин. П'ять з них - кушир занурений (*Ceratophyllum demersus* L.), ряска багатокорінна (*Spirodela polyrrhiza* Schleid.), очерет звичайний, рогіз широколистий (*Typha latifolia* L.), рдесник гребінчастий (*Potamogeton pectinatus* L.).

РОЗДІЛ 3 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕНЬ

3.1. Розташування станцій відбору проб на модельних річкових екосистемах.

3.1.1. Відбір проб з української частини дельти р. Дунай в межах Дунайського біосферного заповідника.

Для виконання поставлених у дисертаційній роботі завдань на українській частині дельти р. Дунай було відібрано проби донних відкладів для визначення видового складу макробезхребетних та для проведення токсикологічних досліджень на 7 станціях спостереження, розташованих у головних рукавах Кілійської дельти р. Дунай у межах Дунайського біосферного заповідника (рис. 3.1).

Відбір проб донних відкладів здійснювали щороку протягом 2007-2013 років у літні місяці (липні-серпні) – тобто в період найбільшого різноманіття організмів зообентосу. Дослідження проводили у типових біотопах, які визначали за складом ґрунту, швидкістю течії та угрупованнями вищої водної рослинності. Типологічний аналіз біотопів виконували шляхом загального огляду берегової зони та дна річок [40]. Усі сім станцій спостереження являють собою типовий для дельти Дунаю біотоп – очеретяно-рогозові зарості.

На усіх станціях спостереження проби відбирали якомога ближче до берега – відстань обмежували зарості прибережної рослинності. Для усіх точок відбору проб відстань до берега складала приблизно два метри.

Розташування станцій відбору проб охоплює переважну більшість водного стоку української частини р. Дунай, що дозволяє екстраполювати отримані дані на всю акваторію української частини дельти та достовірно оцінити якість поверхневих природних вод у межах території Дунайського біосферного заповідника.

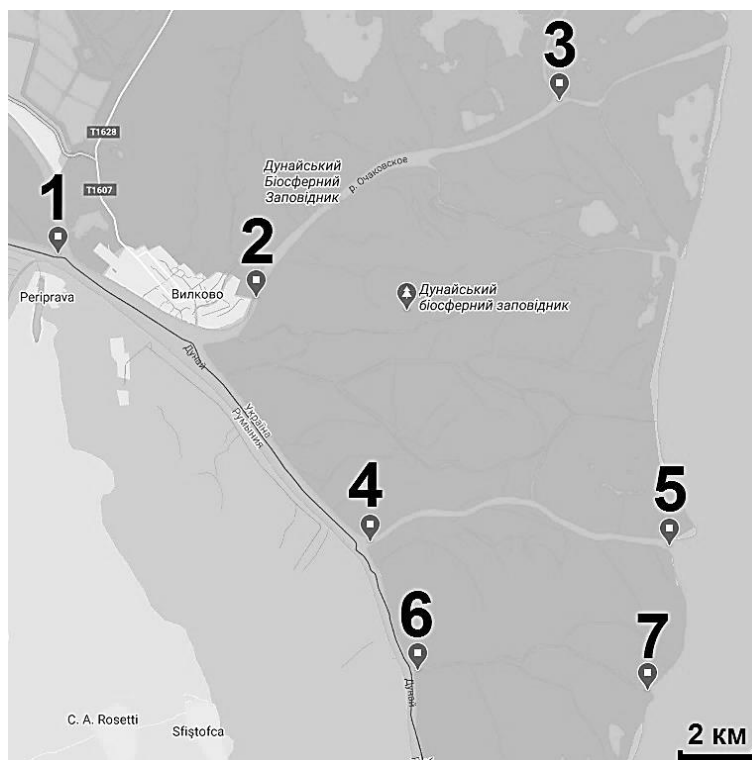


Рис. 3.1. Схема розміщення станцій відбору проб в українській частині дельти р. Дунай. Джерело зображення – Google Maps

Усі станції відбору проб пронумеровано вздовж течії р. Дунай та розташовано за такими координатами:

Станція 1 – $45^{\circ}24'36.7''N$ $29^{\circ}32'51.8''E$ 21-й кілометр Кілійського рукава - глибина 2 м, мулистий ґрунт;

Станція 2 – $45^{\circ}24'05.1''N$ $29^{\circ}36'59.7''E$ 17-й кілометр Очаківського рукава - глибина 1,5 м, глинистий ґрунт;

Станція 3 – $45^{\circ}26'51.6''N$ $29^{\circ}43'18.0''E$ 6-й кілометр Очаківського рукава - глибина 2 м, мулистий пісок;

Станція 4 – $45^{\circ}20'24.4''N$ $29^{\circ}39'21.8''E$ 10-й кілометр рукава Бистрий - глибина 1,5 м, мулистий ґрунт;

Станція 5 – $45^{\circ}20'20.5''N$ $29^{\circ}45'34.7''E$ «нульовий» кілометр рукава Бистрий - глибина 2 м, мулистий пісок;

Станція 6 – $45^{\circ}18'31.0''N$ $29^{\circ}40'21.2''E$ 8-й кілометр рукава Восточний - глибина 2 м, мулистий ґрунт;

Станція 7 – $45^{\circ}18'14.2''N$ $29^{\circ}45'07.9''E$ «нульовий» кілометр рукава Восточний - глибина 2 м, мулистий ґрунт.

3.1.2. Відбір проб з р. Удай в межах Національного природного парку «Пирятинський».

Для виконання завдань дослідження на ділянці р. Удай довжиною 55 км, що розташована в межах природоохоронної території Національний природний парк «Пирятинський», проводили відбір проб донних відкладів для визначення видового складу макробезхребетних та для проведення токсикологічних досліджень на 5 станціях спостереження (рис. 3.2).

Проби з річки Удай відбирали щороку протягом 2011-2016 років у літній період (липень кожного року). Дослідження проводили у типових біотопах, які визначали за складом ґрунту, швидкістю течії та угрупованнями вищої водної рослинності. Типологічний аналіз біотопів виконували шляхом загального огляду берегової зони та дна річок. Усі станції спостереження розташовано у типових для цієї місцевості біотопах – очеретяно-рогозових заростях.

На усіх станціях спостереження проби відбирали з прибережних ділянок річкового русла на мулисто-піщаному субстраті. Відстань відбору проб на усіх досліджуваних ділянках обмежували прибережні зарості рослинності. Для усіх точок відбору проб відстань до берега складала приблизно два метри.

Розташування станцій відбору проб охоплює всю протяжність р. Удай в межах НПП «Пирятинський», тому дозволяє оцінити якість вод цієї річки в умовах найменшого антропогенного навантаження, що необхідно для визначення референційних умов для цієї річки відповідно до положень Порядку здійснення державного моніторингу вод [70].

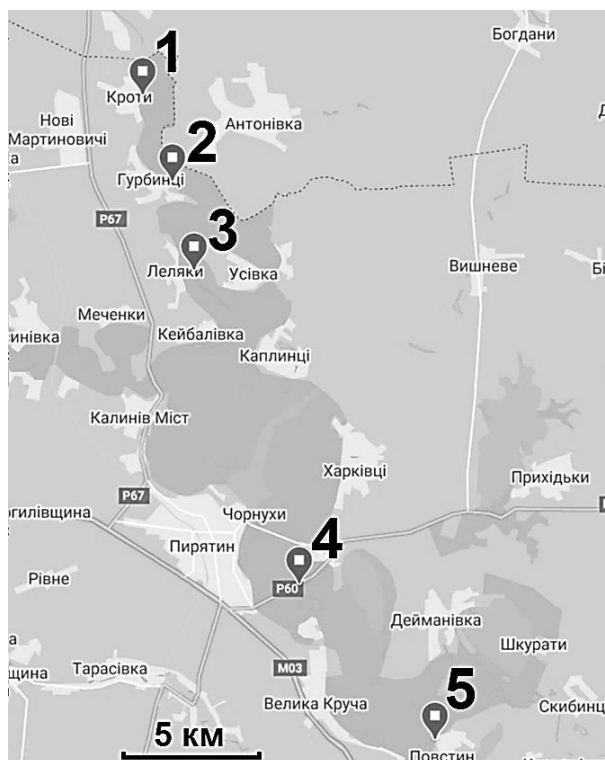


Рис. 3.2. Схема розміщення станцій відбору проб на р. Удай в межах НПП «Пирятинський». Джерело зображення – Google Maps

Усі станції відбору проб пронумеровано вздовж течії р. Удай та розташовано за такими координатами:

Станція 1 - $50^{\circ}23'11.9''\text{N}$ $32^{\circ}28'33.3''\text{E}$ околиці с. Кроти – глибина 3 м, мулистий ґрунт;

Станція 2 - $50^{\circ}21'30.1''\text{N}$ $32^{\circ}29'28.1''\text{E}$ околиці с. Гурбинці – глибина 3 м, мулистий ґрунт;

Станція 3 - $50^{\circ}19'46.9''\text{N}$ $32^{\circ}30'08.6''\text{E}$ околиці с. Леляки – глибина 2,5 м, мулистий ґрунт;

Станція 4 - $50^{\circ}13'38.4''\text{N}$ $32^{\circ}33'20.3''\text{E}$ автомобільний міст через р. Удай, за течією річки на рівні м. Пирятин – глибина 2 м, замулений пісок;

Станція 5 - $50^{\circ}10'36.4''\text{N}$ $32^{\circ}37'30.9''\text{E}$ околиці с. Повстин – глибина 1 м, замулений пісок.

3.1.3. Відбір проб з р. Ворскла в межах Гетьманського Національного природного парку.

Для виконання завдань дослідження на ділянці р. Ворскла довжиною 122 км, що розташована в межах природоохоронної території Національний природний парк «Гетьманський», проводили відбір проб донних відкладів для визначення видового складу макробезхребетних та для проведення токсикологічних досліджень на 6 станціях спостереження (рис. 3.3).

Проби з річки Ворскла відбирали у серпні 2020 року. Дослідження проводили у типових біотопах, які визначали за складом ґрунту, швидкістю течії та угрупованнями вищої водної рослинності. Типологічний аналіз біотопів виконували шляхом загального огляду берегової зони та дна річок. Усі станції спостереження розташовано у типових для цієї місцевості біотопах – рогозових заростях.

На усіх станціях спостереження проби відбирали з прибережних ділянок річкового русла на мулисто-піщаних ґрунтах. Відстань відбору проб на усіх досліджуваних ділянках обмежували прибережні зарості рослинності. Для усіх точок відбору проб відстань до берега складала приблизно два метри.

Розташування станцій відбору проб охоплює всю протяжність р. Ворскла в межах НПП «Гетьманський», тому дозволяє оцінити якість вод цієї річки в умовах найменшого антропогенного навантаження на гідроекосистеми; а також проводити порівняння з подібними за екологічними характеристиками ділянками інших річкових екосистем.

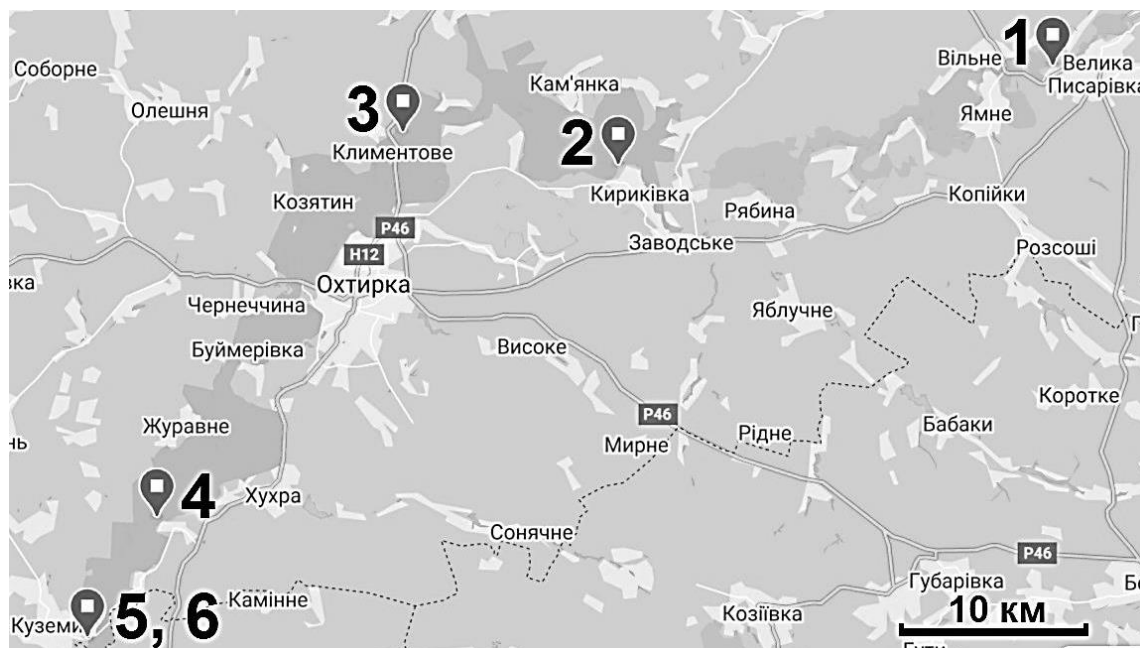


Рис. 3.3. Схема розміщення станцій відбору проб на р. Ворскла в межах Гетьманського НПП. Джерело зображення – Google Maps

Усі станції відбору проб пронумеровано вздовж течії р. Ворскла та розташовано за такими координатами:

Станція 1 – $50^{\circ}25'32.9''\text{N}$ $35^{\circ}26'40.8''\text{E}$ околиці с. Велика Писарівка, урочище Бродок - глибина 1 м, дно вкрите товстим шаром мулу;

Станція 2 - $50^{\circ}22'31.2''\text{N}$ $35^{\circ}06'01.7''\text{E}$ околиці смт. Кириківка - глибина 1 м, дно вкрите замуленим піском;

Станція 3 – $50^{\circ}23'34.3''\text{N}$ $34^{\circ}56'12.8''\text{E}$ околиці с. Климентове, рекреаційний пункт Охтирського природоохоронного науково-дослідного відділення - глибина 1 м, піщане дно;

Станція 4 – $50^{\circ}11'51.5''\text{N}$ $34^{\circ}44'09.8''\text{E}$ околиці с. Лутище, біля мосту через р. Ворскла - глибина 1 м, піщане дно;

Станція 5 – $50^{\circ}08'12.2''\text{N}$ $34^{\circ}40'52.9''\text{E}$ околиці с. Куземин, 100 м за течією р. Ворскла вище греблі - глибина 1,5 м, дно вкрите шаром мулу;

Станція 6 – $50^{\circ}08'08.1''\text{N}$ $34^{\circ}40'54.4''\text{E}$ околиці с. Куземин, 100 м за течією р. Ворскла нижче греблі - глибина 1,5 м, піщане дно.

3.1.4. Відбір проб з р. Рось в ділянці виливу токсичних речовин в червні-липні 2019 р.

За повідомлення Державної Служби Надзвичайних Ситуацій України 9.06.2019 року у с. Збаржівка Погребищівського району Вінницької області трапилася автомобільна аварія, внаслідок якої до р. Фоса, що є притокою р. Рось, потрапило біля 1000 літрів пестицидів різного хімічного складу [18]. Ці хімічні речовини спричинили швидке та масове отруєння гідробіонтів безпосередньо в точці аварії. Внаслідок цього інциденту у населених пунктах, розташованих нижче за течією річки, було тимчасово припинене використання вод р. Рось для потреб побуту, сільського господарства та виробництва. Такі обмеження тривали 48 годин та розповсюджувалися включно до м. Біла Церква, розташованого на 80 км нижче від місця аварії за течією р. Рось. До оцінки наслідків забруднення вод цієї річки було залучено фахівців ДСНС, Держспоживслужби та Міністерства Охорони Здоров'я України. За результатами проведених досліджень небезпеки для життя та здоров'я людей виявлено не було [18,51].

Проте недослідженим залишився вплив токсичних речовин на екосистеми річок Фоса та Рось – як безпосередній токсичний вплив на гідробіонтів, так і можливе накопичення токсичних речовин у донних відкладах та їх довготривале вивільнення. Тому протягом червня-липня 2019 року нами було відібрано проби донних відкладів на чотирьох станціях спостереження, розташованих в околицях місця потрапляння токсичних речовин у природні води (рис. 3.4). Станція 1 розташована вище місця аварії за течією річки, тому може слугувати для визначення референтного стану вод р. Рось. Станція 2 – безпосереднє місце аварії. Станції 3 та 4 – розташовані нижче місця аварії в двох найближчих ділянках розширення річки та сповільнення швидкості течії. Таке розташування станцій відбору проб дозволяє оцінити поширення токсичного забруднення за течією р. Рось.

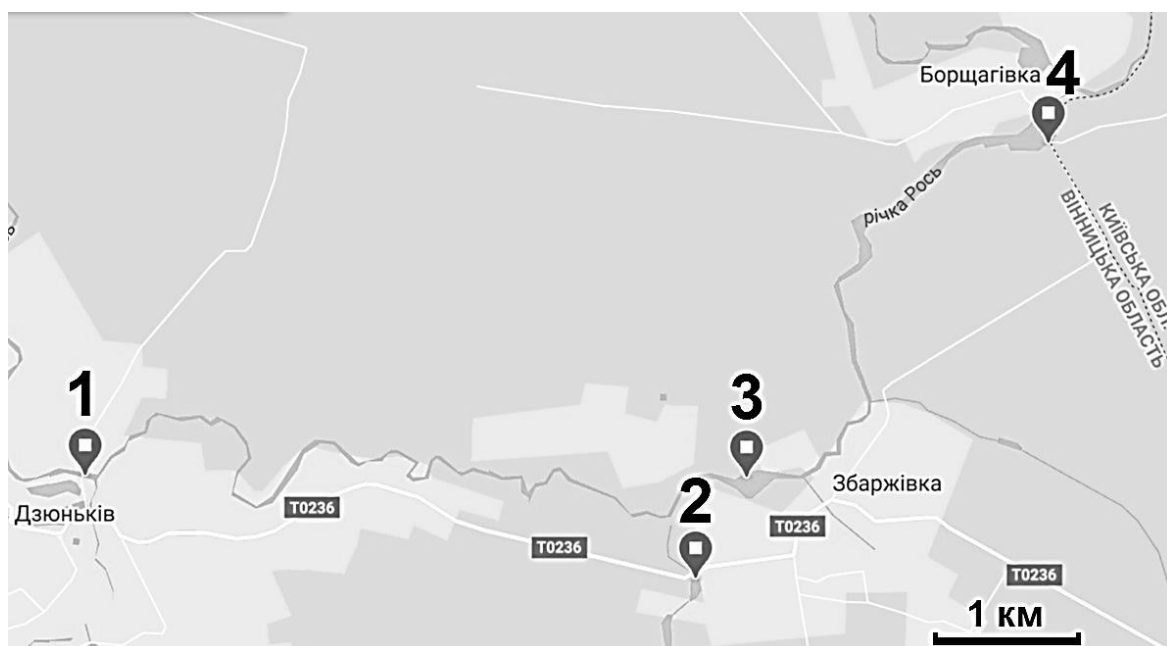


Рис. 3.4. Схема розміщення станцій відбору проб на р. Рось в ділянці виливу токсичних речовин. Джерело зображення – Google Maps

Усі станції відбору проб пронумеровано вздовж течії р. Рось та розташовано за такими координатами:

Станція 1 - $49^{\circ}27'43.5''\text{N}$ $29^{\circ}26'48.7''\text{E}$ околиці с. Дзюньків, 6 км за течією над місцем аварії - глибина 1 м, піщане дно;

Станція 2 - $49^{\circ}27'19.4''\text{N}$ $29^{\circ}30'28.9''\text{E}$ околиці с. Збаржівка, безпосереднє місце потрапляння токсичних речовин у річку - глибина 1 м, дно вкрите товстим шаром мулу;

Станція 3 - $49^{\circ}27'43.4''\text{N}$ $29^{\circ}30'47.2''\text{E}$ околиці с. Збаржівка, 700 м за течією р. Рось нижче місця аварії- глибина 1 м, піщане дно; Станція 4 - $49^{\circ}29'01.4''\text{N}$ $29^{\circ}32'36.1''\text{E}$ околиці с. Борщагівка, 5 км за течією р. Рось нижче місця аварії- глибина 1 м, піщане дно.

3.2. Процедура відбору , зберігання, транспортування та аналізу проб зообентосу.

3.2.1. Відбір, зберігання та ідентифікація представників угруповань зообентосу

Для виконання завдань, поставлених у цій дисертаційній роботі, бентосні безхребетні розглядаються як в розумінні ВРД ЄС [10]: “безхребетні тварини, що живуть протягом хоча б частини свого життєвого циклу на (чи в) бентосних субстратах річок, озерах, перехідних водах або прибережних водах”, так і в розумінні класичної гідробіології коли “макрозообентосом, або донною чи бентичною макрофауною називають безхребетних тварин завбільшки 5 мм, що живуть на поверхні та в товщі субстратів (у бенталі) водойм різного типу” [40]. Таким чином, використовуваний термін «бентосні макробезхребетні» є узагальнюючим, а його складовими є донні безхребетні, безхребетні організми епіфауни, та безхребетні організми фітофільної фауни.

Проби донних відкладів для визначення видового складу донних макробезхребетних відбирали за допомогою загальноприйнятих приладів та знарядь – секційний дночерпак СДЧ-100, дночерпак Петерсена, універсальний пробовідбірник, гідробіологічний сачок [1,40,47]. Кожну кінцеву пробу було приготовано шляхом змішування та скорочення об'єму (промивання) 5 точкових проб, відібраних на станціях спостереження. Екологічну щільність організмів, які потрапили у пробу, у всіх випадках перераховували на площу дна 1 м². Зауважимо, що в класичній гідробіології цей показник прийнято називати «чисельність зообентосу» [1,40,47].

Для дослідження відбирали верхній шар донних відкладів (глибиною до 5 см). Проби промивали через сито з розміром вічка 1 мм, фіксували 4 % розчином формальдегіду та транспортували до лабораторій Навчально-наукового центру «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка для подальшого аналізу та визначення

видового складу представників у пробах. Організми донної макрофауни відбирали з промитого залишку проби. Представників усіх таксономічних груп визначено до найнижчого таксону, зручного для розрахунку біотичних індексів (нижчий ідентифікований таксон — НІТ) [5], за спеціалізованими визначниками [24,28,29,38,39,43,96]. Систематичне положення визначених представників відповідно до сучасних наукових даних перевіряли за допомогою міжнародної бази даних Global Biodiversity Information Facility (GBIF), яка знаходиться у вільному доступі [76]. Під час визначення донних макробезхребетних за морфометричними показниками застосовували лупи зі збільшенням до $\times 25$, бінокляри - до $\times 70$, мікроскопи - до $\times 400$.

Отримані дані щодо таксономічного складу та щільності донних безхребетних використовували для розрахунків біотичних індексів [32,69,77,81,105].

Біоіндикацію якості вод за організмами зообентосу виконано із застосуванням трьох широковідомих біотичних індексів: Trent Biotic Index (TBI), Belgian Biotic Index (BBI), Biological Monitoring Working Party Index (BMWP).

Для оцінки рівня органічного забруднення розраховано два індекси сапробності: Гуднайта — Уїтлі та Зелінки — Марвана.

Видове різноманіття угруповань зообентосу оцінювали за індексом Шеннона, а схожість видового складу - за індексом Жаккара. Для порівняння схожості видового складу на декількох станціях спостереження використано один із методів кластерного аналізу - метод незваженого попарного середнього (unweighted pair group method with arithmetic mean - UPGMA) [71,75].

Для розрахунку індексів BBI, BMWP та індексу Зелінки — Марвана використано програмне забезпечення Asterics 4.0, яке знаходиться у вільному доступі [6,64,95]; індекси TBI, Гуднайта — Уїтлі, Шеннона та Жаккара встановлено за відповідними авторськими методиками [75,77,81,102].

Кластерний аналіз показника видової схожості за алгоритмом UPGMA проведено у програмному забезпеченні DendroUPGMA, розробленому співробітниками Університету Ровіри і Вірджилі (Іспанія), та викладеному у вільний доступ [71].

Визначення трофності, класів якості поверхневих вод та їх відповідності зонам сапробності проводили відповідно до загальноприйнятих рекомендацій [40-42].

3.2.2. Оцінка якості вод та стану водних ценозів за індексом Trent Biotic Index (TBI)

Використання біотичного індексу Вудівісса - Trent Biotic Index (TBI) базується на тому, що зі збільшенням забруднення вод та донних відкладів в екосистемах зникають певні безхребетні бентосних угруповань. Індекс TBI розраховується за спеціальною 10-бальною робочою шкалою [30,102]. Порядок розрахунку значення індексу такий:

1. Визначається таксономічний склад макрозообентосу у пробі.
2. У першому стовпчику таблиці знаходять назву таксона-індикатора, що є в пробі. Пошук починається зверху, від індикаторів найчистіших вод.
3. За другим стовпчиком таблиці для Plecoptera, Ephemeroptera (виключаючи *Baetis rodani*) та Trichoptera (разом з *Baetis rodani*) уточнюється рядок таксона-індикатора для подальшого визначення індексу.
4. У третьому стовпчику таблиці відповідно загальній кількості таксонів в пробі вибирається необхідна колонка.
5. Перехрестя рядка у другому стовпчику таблиці з розташованою у третьому стовпчику колонкою, де вказана загальна кількість таксонів, показує значення індексу Вудівісса.

Значення індексу оцінюється за десятибальною шкалою, де: 10-9 балів відповідає I класу якості поверхневих вод, 8-7 – II класу якості, 6-5 – III класу якості, 4-3 – IV класу якості, 2-1 – V класу якості поверхневих вод [102].

3.2.3. Оцінка якості вод та стану водних ценозів за індексом Belgian Biotic Index (BBI)

Розрахунок індексу BBI базується на якісному складі угруповань зообентосу. Значення індексу обчислюють за робочою шкалою, що нагадує таку для ТВІ. Відмінності між індексами полягають у неоднаковому наборі індикаторних груп а також наданні різної «індикаторної ваги» деяким з тих груп безхребетних, які спільні для обох індексів.

Значення індексу оцінюється за десятибальною шкалою, де: 10-9 балів відповідає I класу якості поверхневих вод, 8-7 – II класу якості, 6-5 – III класу якості, 4-3 – IV класу якості, 2-1 – V класу якості поверхневих вод [65,69].

3.2.4. Оцінка якості вод та стану водних ценозів за індексом Biological Monitoring Working Partly Index (BMWP)

Індекс BMWP характеризує стан водних ценозів шляхом відстеження зникнення певних груп індикаторних організмів із зростанням рівня органічного забруднення. Значення індексу розраховується як сума індивідуальних показників «індикаторної ваги» всіх родин макробезхребетних, наявних у пробі. Таким чином увага приділяється не лише наявності індикаторних груп, але й загальному біологічному різноманіттю досліджуваного водного об'єкта.

Стан водних ценозів оцінюється наступним чином: значення індексу 100 та більше балів відповідає I класу якості поверхневих вод, 70-99 балів – II класу якості, 40-69 балів – III класу якості, 10-39 балів – IV класу якості, менше 10 – V класу якості поверхневих вод [66,68,90].

3.2.5. Оцінка рівня сапробіологічного забруднення за індексом Гуднайта - Уїтлі

Метод характеризує забруднення води та донних відкладів за процентним співвідношенням чисельності представників класу Oligochaeta до загальної чисельності організмів зообентосу. Розрахунок індексу Гуднайта - Уїтлі проводять за наступним алгоритмом:

1. Підраховується чисельність олігохет, n_o .
2. Підраховується загальна чисельність організмів зообентосу включно з олігохетами, N_t .
3. Значення індексу розраховується за формулою:

$$X = \frac{n_o}{N_t} \times 100\%$$

Значення індексу від 1 до 45% відповідають I класу якості поверхневих вод, 46-70% – II класу якості, 71-80% – III класу якості, 81-90 – IV класу якості, більше 91% – V класу якості поверхневих вод [77].

3.2.6. Оцінка рівня сапробіологічного забруднення за індексом Зелінки - Марвана

Метод характеризує забруднення води та донних відкладів за процентним співвідношенням чисельності представників усіх таксонів, наявних в пробі. Автори ввели поняття «сапробної валентності виду» - яке вказує, наскільки часто вид зустрічається у певній зоні сапробності. Сапробні валентності виражаються числами, значення яких було встановлено авторами. Крім цього, автори вводять поняття «індикаторної ваги» - яка вказує, наскільки високе індикаторне значення мають представники певного виду [91,105].

Для визначення ступеню сапробності певного біоценоза розраховують середньозважені сапробні валентності для кожної зони сапробності за формулами:

$$A = \frac{\sum_{i=1}^n a_i \cdot h_i \cdot J_i}{\sum h_i \cdot J_i}; B = \frac{\sum_{i=1}^n b_i \cdot h_i \cdot J_i}{\sum h_i \cdot J_i}; \text{ і т. д.}$$

де, h_i – частка особин i -того виду за чисельністю; J_i – індикаторна вага i -того виду; a, b і так далі – сапробні валентності i -того виду.

3.2.7. Оцінка видового різноманіття угруповань за індексом Шеннона

Видове різноманіття – це один із структурних показників угруповання. Міра різноманітності – це безрозмірний показник, що застосовується для визначення ступеню рівномірності розподілу ознак об'єктів вибірки (видів в угрупованні). К. Шеннон [46,75] визначив міру різноманітності як середнє значення невизначеності окремих результатів:

$$H = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$$

де, p_i – частка i -того виду за чисельністю.

3.2.8. Оцінка схожості видового складу угруповань зообентосу за індексом Жаккара

Метод розраховує бінарну міру подібності двох угруповань за формулою [81]:

$$K_J = \frac{c}{a + b - c}$$

де, a — кількість видів у першому угрупованні; b — кількість видів у другому угрупованні; c — кількість спільних для обох угруповань видів.

3.3. Процедура відбору , зберігання, транспортування та аналізу проб донних відкладів для біологічного тестування.

3.3.1. Відбір, зберігання та транспортування зразків донних відкладів.

Проби донних відкладів для біотестування (верхній шар товщиною 5 см) відбирали за допомогою дночерпака Петерсена або СДЧ-100. Кожну кінцеву пробу було приготовано шляхом змішування та скорочення об'єму (квартування) 3-5 точкових проб, відібраних на кожній станції спостереження. Для аналізу проби транспортували до лабораторій Навчально-наукового центру «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Впродовж періоду відбору проб та їх транспортування, матеріал зберігали в портативних холодильних камерах за температури +4°C. Проміжок часу між відбором проб та їх аналізом не перевищував два тижні.

Рівень токсичного забруднення донних відкладів визначали методами біотестування на рослинних та тваринних тест-організмах у дослідах з визначення гострої токсичності [7,22,25,40,44,60,61,72,73,79].

Для дослідження гострої токсичності донних відкладів було приготовано водні витяжки донних відкладів відповідно до методичних вказівок [25,40,61]. Водні витяжки готували у співвідношенні «донні відклади:вода» = «1:4» за масою, з урахуванням власної вологості донних відкладів. Для приготування водних витяжок проби донних відкладів збовтували на шейкері протягом 4 годин, відстоювали протягом 12 годин, після чого надмуловий шар води використовували для аналізу.

Для роботи використано біотести, запропоновані міжнародною конференцією WaterTox Network, а також чутливі біотести для природних вод [40]. Таким чином, у список використовуваних тест-об'єктів увійшли:

- 1) гіллястовусі ракоподібні *Daphnia magna* Straus;
- 2) цибуля звичайна *Allium cepa* L.;
- 3) насіння салату посівного *Lactuca sativa* L.;

Статистичний аналіз даних проводили за допомогою програм Microsoft Excel та OriginPro 8.0. Оскільки під час статистичної обробки результатів біотестування доводиться виконувати багаторазове порівняння експериментальних вибірок з контрольною, для уникнення проблеми множинних порівнянь використано метод дисперсійного аналізу з подальшим застосуванням статистичного критерію Даннета [75].

3.3.2. Біотестування водних витяжок донних відкладів за допомогою салату посівного *Lactuca sativa* L.

Цей біотест аналізує проростання насіння та ранні стадії росту *Lactuca sativa*. На відміну від традиційних біотестів по проростанню насіння, короткостроковий (120 годин) тест по зростанню корінців оцінює тільки водорозчинні компоненти досліджуваного зразку.

Контрольний розчин готується як суміш рівних частин дистилату та поживного середовища. Як правило, ріст коренів інгібується при більш низькій концентрації токсикантів, порівняно із проростанням насіння. Тому такий параметр є високочутливим індикатором токсичного впливу.

Тестування за допомогою *L. sativa* проводили у великих чашках Петрі, попередньо зашланих фільтрувальним папером у два шари. Об'єм досліджуваного зразку (5-7 мл) обирали таким чином, щоб папір був зволожений, але без надлишку вологи. Для біотестування відбирали насіння однакового розміру, форми і кольору. Використовували 25 насінин для однієї чашки Петрі, тобто дослід проводили у одній повторності. Чашки Петрі впродовж 120 годин витримували у темному, вологому термостаті за температури $22 \pm 2^\circ\text{C}$. Після інкубації підраховували кількість насінин, які проросли, та вимірювали довжину коренів (L, мм) від потовщення (гіпокотеля) до кореневого чохла.

Ступінь токсичності проб оцінювали шляхом порівняння середніх значень довжини кореня у досліджуваному зразку та контролі. Можливими

результатами тесту є пригнічення росту корінців у досліді відносно контролю або, навпаки, стимуляція росту. Відхилення середнього значення довжини корінців від контролю у будь-яку сторону вважали негативним впливом і оцінювали однаково. Якщо зміни довжини коренів у досліді менше складали 10%, пробу вважали нетоксичною, при 10-25% - слабкотоксичною, при 26-50% - помірно токсичною; при 51-75% - токсичною; а при змінах довжини більше 75% проби вважали гостро токсичними [40,72,73].

3.3.3. Біотестування водних витяжок донних відкладів за допомогою цибулі звичайної *Allium cepa* L.

Метод біотестування на цибулі звичайній є легким і чутливим способом для визначення гострої токсичності за показником інгібування росту корінців цибулини. Контрольний розчин готується як суміш рівних частин дистилляту та поживного середовища.

У випадках коли генетично однорідний матеріал відсутній, дозволяється використання генетично неоднорідного матеріалу з широкою природною варіабельністю показників. Тому у випадках, коли стандартне відхилення довжини корінців у досліді більше, ніж вдвічі перевищує контрольне, випробування необхідно повторити.

Для досліду на кожну пробу відбирали по 5 непророслих цибулин діаметром 1,0–1,5 см. Перед тестуванням цибулини ретельно очищали від лусочок та розміщували на верхньому зрізі пробірок, заповнених досліджуваними зразками, таким чином, щоб коренева пластинка торкалася рідини у пробірці. Тест виконували за умов нормальної кімнатної температури (близько 20°C) і захищеності від прямого сонячного світла. Облік росту проводили через 120 годин.

Ступінь токсичності проб оцінювали шляхом вимірювання довжини кожного кореня (L, мм) для кожної цибулини та порівняння середніх значень довжини коренів у піддослідному зразку та контролі. Можливими результатами тесту є пригнічення росту корінців у досліді відносно контролю

або, навпаки, стимуляція росту. Відхилення середнього значення довжини корінців від контролю у будь-яку сторону вважали негативним впливом і оцінювали однаково. Якщо зміни довжини коренів у досліді менше складали 10%, пробу вважали нетоксичною, при 10-25% - слабкотоксичною, при 26-50% - помірно токсичною; при 51-75% - токсичною; а при змінах довжини більше 75% проби вважали гостро токсичними [40,72,73].

3.3.4. Біотестування водних витяжок донних відкладів за допомогою ракоподібних *Daphnia magna* Straus

Тест-організмами слугувала синхронізована лабораторна культура дафній. Критерієм токсичності в гострих дослідях слугував показник смертності тест-організмів відносно контролю. Контролем виступало свіже середовище для культивування без додавання їжі.

У експерименті використовували молодь дафній віком 1–2 доби. Водну витяжку або контроль наливали по 100 см³ у скляні мірні стакани. У досліді й контролі проводили по три паралельні визначення. У кожному з посудин вносили по 10 дафній. Результати спостерігали через 96 годин. Протягом експерименту воду не збагачували киснем та тварин не годували. При проведенні біотестування візуально підраховували кількість живих ракоподібних. Живими вважалися ті організми, які вільно рухалися в товщі води або спливали із дна посудини при легкому її струшуванні. Решту вважали загиблими.

На підставі підрахунку кількості живих тварин визначають середні арифметичні величини, які використовують для розрахунку частки загиблих тест-організмів у досліді відносно контролю за формулою:

$$A = \frac{\bar{X}_{\text{контр.}} \cdot \bar{X}_{\text{досл.}}}{\bar{X}_{\text{контр.}}} \times 100$$

де А – частка загиблих ракоподібних у досліді відносно контролю, %;
 $\bar{X}_{\text{контр.}}$ - середнє арифметичне кількості живих організмів у контролі, екз.;

$\bar{X}_{\text{досл.}}$ - середнє арифметичне кількості живих організмів у досліді, екз.

Якщо частка загиблих ракоподібних у досліді відносно контролю не перевищує 10%, пробу вважають нетоксичною. Коли “А” складає 10-20%, проба є слабкотоксичною. При “А” 21-33% - помірно токсичною. Від 34 до 50% - токсичною, а при “А” більше 50% гостро токсичною [25,40,60].

3.4. Інтерпретація результатів біологічної індикації та біотестування з метою оцінки стану річкових екосистем та рівня забруднення донних відкладів.

Оригінальні методики біологічних досліджень які використано в дисертаційній роботі, включають різні процедури інтерпретації отриманих результатів – оцінки в різних діапазонах значень, неоднакова кількість градацій якості поверхневих вод, тощо. Тому, враховуючи положення ВРД ЄС для інтерпретації результатів проведених досліджень нами було використано п'ятиградаційну шкалу для оцінки якості природних вод за допомогою методів біоіндикації за донними макробезхребетними та методів біотестування донних відкладів (табл. 1). Запропонований нами підхід до оцінки екологічного стану водних об'єктів відповідає європейським стандартам, неодноразово застосовувався іншими вітчизняними авторами для оцінки якості масивів поверхневих вод України [4,30,57,62], а також був апробований нами у низці попередніх досліджень [31-34,36,84,85].

Таблиця 1

Шкала для оцінки стану річкових екосистем за методами біоіндикації та біотестування

Біотичний індекс	Стан екосистем за угрупованнями зообентосу				
	Відмінний	Добрий	Задовільний	Поганий	Дуже поганий
ТВІ	9—10	7—8	5—6	3—4	0—2
ВВІ	9—10	7—8	5—6	3—4	0—2
ВМWP	> 51	31—50	21—30	11—20	0—10
Індекс сапробності	Рівень органічного забруднення поверхневих вод				
	Відмінний	Добрий	Задовільний	Поганий	Дуже поганий
Гуднайта-Уітлі	0—45	46—70	71—80	81—90	91—100
Зелінки-Марвана	< 1,5	1,5—2,5	2,5—3,5	3,5—4,5	> 4,5
Метод біотестування	Рівень токсичного забруднення донних відкладів				
	Відсутнє	Низьке	Помірне	Високе	Дуже високе
Відхилення росту <i>Lactuca sativa</i> та <i>Allium cepa</i> , %	<10	10—25	26—50	51—75	>75
Смертність <i>Daphnia magna</i> , %	<10	10—20	21—33	34—50	>50

3.5. Процедура встановлення референційних значень дескрипторів якості для визначення екологічного стану річкових екосистем.

Для встановлення референційних значень дескрипторів якості рекомендовано використовувати один із чотирьох методичних підходів [70]:

- 1) вибір (пошук) непорушених ділянок із умовами місць існування водної флори і фауни, які за гідроморфологічними і фізико-хімічними характеристиками могли б слугувати еталонами для певного типу масивів поверхневих вод (типоспецифічні ділянки);
- 2) застосування історичних даних (за наявності багаторічних рядів даних);
- 3) встановлення референційних значень за результатами досліджень масивів поверхневих вод аналогічного типу інших річкових систем;
- 4) палеорекострукції (для озер).

В дисертаційній роботі як структурно-функціональні показники для визначення екологічного стану річок обрано угруповання зообентосу та рівень забруднення донних відкладів. Референційні значення дескрипторів для екосистеми р. Удай обрано за результатами шестирічних досліджень. Після чого встановлені референційні значення використано для оцінки екологічного стану водних об'єктів аналогічного типу (рівнинні річки середнього розміру) – річок Ворскла та Рось. Також за визначеними референційними значеннями дескрипторів якості було проведено оцінку екологічного стану водного об'єкту іншого типу – річки Дунай.

Після встановлення референційних значень для кожного дескриптора проводиться розрахунок індексу екологічної якості – Ecological Quality Index (EQI) [67,68]. Цей індекс визначається шляхом порівняння значень показників, отриманих у конкретному створі, із значеннями показників у референційних (еталонних) умовах:

$$EQI = \frac{P_i}{P_e}$$

де P_i – значення показника в досліджуваному створі; P_e – значення показника в еталонному створі.

Для встановлення градації індексу EQI відповідно до класів якості вод прийнятий підхід відхилень від референсних значень за принципом 5%-30%-30%-30%-5% [48,67,68,101], де перші та останні 5% - це границі «відмінного» та «дуже поганого» екологічного стану; і відповідно по 30% надається на категоріям «добрий», «задовільний» та «поганий» екологічний стан річки. Відхилення середнього значення у досліджуваній ділянці від еталону у будь-яку сторону вважали негативним результатом та оцінювали однаково.

РОЗДІЛ 4 Структурно-функціональні показники угруповань донних макробезхребетних модельних річкових екосистем та біоіндикація якості їх вод за організмами зообентосу

4.1. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу української частини дельти Дунаю протягом 2007-2012 рр.

За час спостереження (2007-2012 рр.) на українській частині дельти Дунаю зареєстровано 98 НІТ донних макробезхребетних, які належали до 17 таксонів вищого порядку. З них 89 представників зообентосу ідентифіковано до виду, у 9 випадках визначення доведено до більш високих таксонів.

Угрупованням донних безхребетних зообентосу притаманні значні зміни видового багатства та чисельності із часом – у різні роки для станцій спостереження відмічено від 1 до 18 НІТ, чисельністю від 200 до 38000 екз/м². Проте усереднені за увесь час спостереження дані мають значно вужчий діапазон значень – від 29 до 41 НІТ, з чисельністю від 16600 до 38000 екз/м² (табл. 2). Такі результати вказують на відсутність сталої структури угруповань зообентосу, їх постійну перебудову протягом тривалого часу.

Таблиця 2

Видове багатство та середньорічна чисельність представників
макрозобентосу української частини дельти Дунаю
за період спостереження (2007-2012рр.), екз/м²

Таксони бентосних безхребетних	Станція 1	Станція 2	Станція 3	Станція 4	Станція 5	Станція 6	Станція 7
1	2	3	4	5	6	7	8
Ephemeroptera							
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)			200				100
<i>Caenis macrura</i> (Stephens, 1835)							100
<i>Caenis robusta</i> (Eaton, 1884)		150					
Trichoptera							
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	300			200			100
Odonata							
<i>Gomphus flavipes</i> (Charpentier, 1825)		100				100	
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)							100
<i>Ischnura pumilo</i> (Charpentier, 1825)			200				
Coleoptera							
<i>Hydrophilus flavipes</i> (Steven, 1808)		100					
Talitridae							
<i>Orchestia bottae</i> (Milne-Edwards, 1840)					300		
Corophiidae							
<i>Corophium curvispinum</i> (Sars, 1895)					300	500	
<i>Corophium nobile</i> (Sars, 1895)	3700						
<i>Corophium robustum</i> (Sars, 1895)					800	100	200
<i>Corophium</i> sp.	200					200	200
<i>Corophium volutator</i> (Pallas, 1776)					100		
Gammaridae							
<i>Chaetogammarus ischnus</i> (Stebbing, 1899)						200	
<i>Dikerogammarus haemobaphes</i> (Eichwald, 1841)			100	200		600	
<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sowinsky, 1894)	400			100	200	600	
<i>Obesogammarus obesus</i> (Sars, 1894)			200		200		
<i>Pontogammarus obesus</i> (Sars, 1896)	100					600	
<i>Pontogammarus robustoides</i> (Sars, 1894)	300			300	100	200	100
<i>Pontogammarus sarsi</i> (Sowinsky, 1898)						100	
<i>Stenogammarus carausui</i> (Derzh. et Pjat., 1962)						1000	
<i>Stenogammarus compresus</i> (Sars, 1894)					700		

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Stenogammarus similis</i> (Sars, 1894)				200			
Isopoda							
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)							200
<i>Jaera sarsi</i> (Valkonov, 1936)					350		
Mysidacea							
<i>Limnomysis benedeni</i> (Czerniavsky, 1882)							300
<i>Paramysis intermedia</i> (Czerniavsky, 1882)					150		
<i>Paramysis kroyeri</i> (Czerniavsky, 1882)					200		
Gastropoda							
<i>Bithynia leachi</i> (Steppard, 1823)	200			300			200
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	100		100	100	100	200	
<i>Esperiana acicularis</i> (Ferussac, 1823)	100				50		
<i>Esperiana esperi</i> (Ferussac, 1823)	500	700	100	100	50	300	500
<i>Lithoglyphus naticoides</i> (Pfeiffer, 1828)	800	2500	300	400	200	200	250
<i>Lithoglyphus</i> sp.	1600	1400		100		300	100
<i>Lymnaea auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	300	200	700	900			
<i>Lymnaea ovata</i> (Draparnaud, 1805)							200
<i>Physa fontinalis</i> (Linnaeus, 1758)				100			
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)	100			200			
<i>Theodoxus danubialis</i> (Pfeiffer, 1828)					50	200	
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	200			200		100	
<i>Theodoxus pallasii</i> (Lindholm, 1924)			200	400			
<i>Valvata pulchella</i> (Studer, 1789)				100			
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	150	100					
Bivalvia							
<i>Corbicula fluminea</i> (Muller, 1774)						100	
<i>Dreissena bugensis</i> (Andrusov, 1897)		100			100		
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	200	100		200		100	
<i>Euglesa subtruncatula</i> (Malm, 1855)	1500	100		700	100		
<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)	100						
Hirudinea							
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1761)			200				100
Chironomidae							
<i>Anatopynia plumipes</i> (Fries, 1905)					400		
<i>Beckidia zabolotzkii</i> (Goethebuer, 1938)				100		100	
<i>Chironomus</i> sp.	350	700	300	1400	300		300
<i>Cladotanytarsus mancus</i> (Walker, 1856)	150	6000		200			100
<i>Cricotopus algarum</i> (Kieffer, 1911)	700						
<i>Cricotopus sylvestris</i> (Fabricius, 1794)	100			700	500	1200	100
<i>Cryptochironomus defectus</i> (Kiffer, 1911)	200	2300		1800			
<i>Dicrotendipes nervosus</i> (Staeger, 1839)	500	2500		100			600
<i>Endochironomus tendens</i> (Fabricius, 1775)					500		
<i>Eukiefferiella hospita</i> (Edwards, 1929)						300	

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Fleuria lacustris</i> (Kiffer, 1924)	300					200	
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> (Kieffer, 1913)		400	200				400
<i>Glyptotendipes</i> sp.				200			
<i>Harnischia fuscimnus</i> (Kieffer, 1921)							100
<i>Microtendipes chloris</i> (Meigen, 1818)					1900		
<i>Paratanytarsus lauterborni</i> (Kiffer, 1909)		200					
<i>Pentapedilum exectum</i> (Kieffer, 1915)							100
<i>Polypedilum bicrenatum</i> (Kieffer, 1913)	400	700					
<i>Polypedilum convictum</i> (Walker, 1856)			200	900	150	100	
<i>Polypedilum nubeculosum</i> (Meigen, 1804)	500	600	900				300
<i>Polypedilum scalaenum</i> (Schränk, 1803)		900					
<i>Procladius choreus</i> (Meigen, 1804)			700			300	200
<i>Procladius ferrugineus</i> (Kieffer, 1918)					1100		1500
<i>Prodiamesa bathyphilus</i> (Kiffer, 1922)					500		400
<i>Propiloscerus oriolicus</i> (Lundstrom, 1918)				200			
<i>Psectrocladius zetterstedti</i> (Brundin, 1949)			200				
<i>Psectrotanypus varius</i> (Fabricius, 1787)			200				
<i>Syndiamesa nivosa</i> (Goetghebuer, 1928)						400	
<i>Tanypus punctipennis</i> (Meigen, 1818)	100		200	100			
<i>Tanypus vilipennis</i> (Kieffer, 1918)						800	
<i>Tanytarsus gregarius</i> (Kieffer, 1909)					100	800	
Polychaeta							
<i>Hypania invalida</i> (Grube, 1860)			100		450		
<i>Hypaniola kowalewskii</i> (Grimm, 1927)					150	200	
<i>Nereis diversicolor</i> (Muller, 1776)						500	
Oligochaeta							
<i>Branchiura sowerbyi</i> (Beddard, 1892)			200				150
<i>Dero digitata</i> (Muller, 1773)			100				1500
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigni, 1826)							100
<i>Isochaetides michaelsoni</i> (Lastočkin, 1937)	800	2600	600	800	2300	2400	1700
<i>Isochaetides newaensis</i> (Michaelsen, 1902)	650	800	6200	1250	3900	500	600
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> (Ratzel, 1868)	450				900		200
<i>Limnodrilus helveticus</i> (Piguet, 1913)	100				2600		300
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède, 1862)	1100	400	250	900	1400	200	7500
<i>Limnodrilus</i> sp.	2900	1100	1250	1000	2300	1300	2300
<i>Limnodrilus udekemianus</i> (Claparède, 1862)	1000	2600	18600	2100	13600	800	2700
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Muller, 1774)							100
<i>Nais elinguis</i> (Muller, 1774)		800					
<i>Nais</i> sp.						100	
<i>Nais variabilis</i> (Piguet, 1906)		300					
<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovsky, 1903)			400	100		100	
<i>Psammoryctides albicola</i> (Michaelsen, 1901)					300		
<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen, 1879)						200	

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1758)				100		100	
<i>Tubifex tubifex</i> (Muller, 1774)	1400	150	500	450	600	200	
Tubificidae sp.		7600		1800			2700
Ceratopogonidae							
Ceratopogonidae sp.						100	
Ephydridae							
Ephydridae sp.			600				
Усереднена по роках чисельність	2250	36200	34000	19000	38000	16600	26700
Загальна кількість НІТ	37	29	29	37	38	41	38

Видовий склад угруповань донних макробезхребетних має низьке різноманіття таксонів, які традиційно розглядаються як групи-індикатори «доброго» екологічного стану: це представники рядів Ephemeroptera, Trichoptera та Odonata [83,92,93]. За увесь період спостереження зареєстровано представників лише семи НІТ з цих рядів. На станції 7 було знайдено чотири НІТ, а на усіх інших станціях – лише один або два. На станції 5 не було зареєстровано жодного представника з цих рядів.

Натомість, таксономічні групи, що традиційно вважаються індикаторами «поганого» екологічного стану (клас Oligochaeta та родина Chironomidae) були широко розповсюдженими. Вони представлені 46 видами (або 51 НІТ) та масово зустрічалися на усіх станціях спостереження.

Домінуючими за видовим багатством таксономічними групами були родина Chironomidae (31 НІТ) та клас Oligochaeta (20 НІТ). Крім цього, зареєстровано 15 НІТ класу Gastropoda, 10 НІТ родини Gammaridae, а видове багатство інших таксономічних груп налічувало 5 або менше НІТ. За чисельністю домінували представники класу Oligochaeta, родини Chironomidae, класу Gastropoda та родини Gammaridae (вказано за зменшенням чисельності).

Сумарно на усіх станціях спостереження найчисельнішим зареєстрованим видом серед представників класу Oligochaeta був *Limnodrilus udekemianus*; серед родини Chironomidae - *Cladotanytarsus mancus*; серед класу Gastropoda - *Lithoglyphus naticoides*; та родини Gammaridae - *Dikerogammarus villosus*. Представники цих таксонів характеризуються широкою екологічною валентністю та здатністю мешкати у забруднених водах, їх домінування в угрупованнях зообентосу пов'язують із органічним забрудненням водних об'єктів [83,92,93].

Для оцінки структурних показників угруповань донних макробезхребетних було розраховано індекс різноманітності Шеннона та індекс видової схожості Жаккара. Найнижчий показник видового різноманіття мали станції 2 та 3 (індекс Шеннона – 2,68 та 1,81 біт/екз відповідно), найвищий – станція 6 (3,36 біт/екз). Низьке видове різноманіття на станціях 2 та 3 (рукав Очаківський) може бути пов'язано з активним судноплаством через цей рукав дельти Дунаю в досліджуваний період. На цих двох станціях також зареєстровано найнижче видове багатство - 29 НІТ донних макробезхребетних за увесь час спостереження. На інших станціях спостереження кількість НІТ складала від 37 до 41.

Найнижчий показник попарної видової схожості за індексом Жаккара розраховано між станціями 2 та 6 (0,186), найвищий – між станціями 1 та 4 (0,542). Після застосування алгоритму кластерного аналізу UPGMA подібність видового складу станцій спостереження відобразили наступним чином (рис. 4.1).

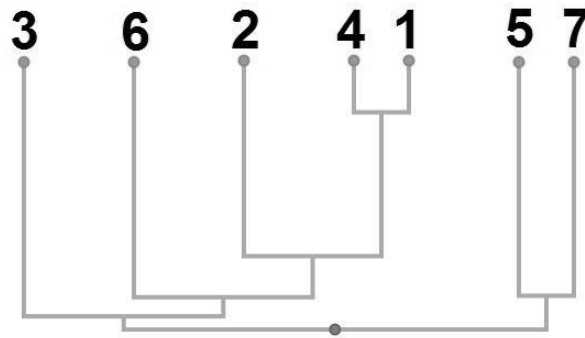


Рис. 4.1. Дендрограма подібності видового складу донних безхребетних досліджених ділянок р. Дунай

Найближчі за видовим складом станції 1 та 4 мають високу видову схожість зі станціями 2 та 6. Імовірно, це пов'язано з їх географічним розташуванням - станції 2, 4 та 6 розташовані у місцях відгалудження рукавів Очаківський, Бистрий та Восточний відповідно від головного Кілійського рукава, на якому розташовано станцію 1. Відокремлення у окрему групу за видовою схожістю станцій 5 та 7 також може бути пояснено їх розташуванням – вони знаходяться у місцях впадіння рукавів Бистрий та Восточний у Чорне море. Окрему групу утворює станція 3, особливості видового складу якої можуть бути пов'язані з розташуванням в місці розділення рукава Очаківський надвоє та активним судноплавством через цю станцію спостереження.

Чисельність організмів зообентосу на усіх станціях спостереження має широкий діапазон значень (рис. 4.2). Найвищу чисельність на кожній зі станцій було зареєстровано у різні роки спостереження. Зауважимо, що у два послідовні роки чисельність донних безхребетних на одній станції спостереження може відрізнятись більше ніж у 50 разів (станція 6 у 2011 та 2012 роках). Зростання чисельності на усіх станціях спостереження завжди було зумовлене представниками класу Oligochaeta та родини Chironomidae.

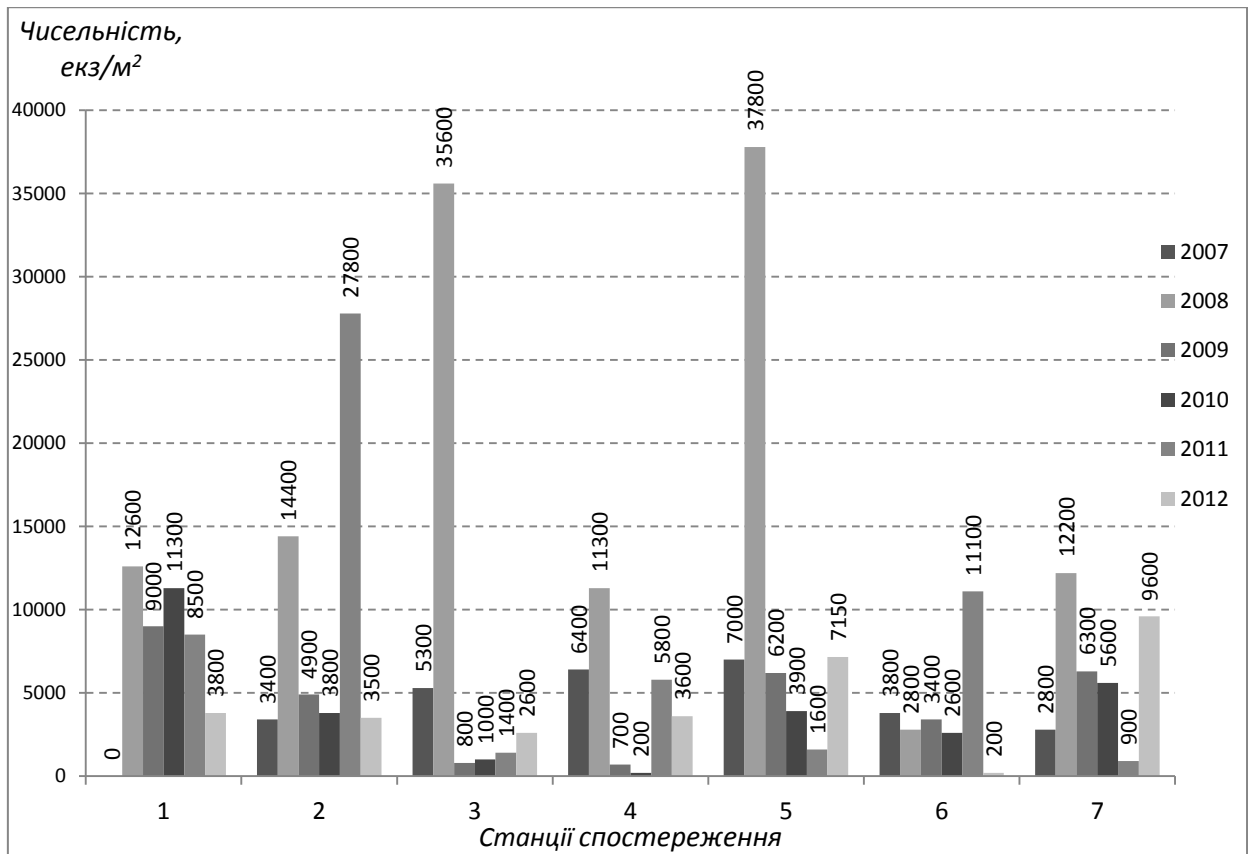


Рис. 4.2. Чисельність зообентосу української частини дельти Дунаю за період спостереження (2007-2012рр.), екз/м²

За усередненими по роках показниками чисельності станції 4 та 6 належать до класу політрофних водойм, а усі інші – до гіпертрофних. Проте в окремі роки ці показники можуть значно відрізнятися, займаючи всі можливі класи – від оліготрофних до гіпертрофних водних об'єктів. Коливання чисельності обумовлені переважно розмноженням представників класу *Oligochaeta* та родини *Chironomidae*. Такі стрибкоподібні та короткотривалі зміни чисельності саме цих таксонів можуть вказувати на нерівномірне надходження забруднення до досліджуваної акваторії.

Частка представників *Oligochaeta* та *Chironomidae* від загальної чисельності на усіх станціях спостереження складала від 52% на станції 1 до 93% на станції 3. Зауважимо, що на станції 3 чисельність *Oligochaeta*

переважала навіть над чисельністю Chironomidae більше ніж у 8 разів – це може свідчити про надзвичайно низьку якість вод на цій станції спостереження.

Таким чином, нами зареєстровано значну мінливість чисельності угруповань зообентосу та переважання у їх складі таксонів - індикаторів «поганого» екологічного стану, що може свідчити про постійне надходження забруднення та інші стресові впливи, яких зазнають досліджувані екосистеми.

Загальна оцінка якості вод за обраними біотичними індексами показала менш мінливі результати (табл. 3). Переважаючий клас якості природних поверхневих вод – «поганий», тому рівень забруднення досліджуваних водних екосистем можна вважати високим.

Таблиця 3

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем української частини дельти Дунаю за організмами зообентосу за період спостереження (2007-2012рр.)*

		2007	2008	2009	2010	2011	2012
1		2	3	4	5	6	7
Станція 1	ТВІ	-	6 задов.	3 поганий	2 дуже поганий	3 поганий	5 задов.
	ВВІ	-	5 задов.	5 задов.	2 дуже поганий	5 задов.	4 поганий
	ВМWP	-	26 задов.	21 задов.	4 дуже поганий	18 поганий	12 поганий
	Гуднайта — Уїтлі	-	40 відм.	81 поганий	85 поганий	49 добрий	53 добрий
	Зелінки — Марвана	-	2,54 задов.	2,76 задов.	3,11 задов.	2,63 задов.	3,07 задов.
Станція 2	ТВІ	3 поганий	6 задов.	2 дуже поганий	5 задов.	3 поганий	2 дуже поганий
	ВВІ	4 поганий	4 поганий	4 поганий	4 поганий	5 задов.	2 дуже поганий
	ВМWP	11 поганий	13 поганий	12 поганий	11 поганий	14 поганий	3 дуже поганий
	Гуднайта — Уїтлі	41 відм.	78 задов.	84 поганий	47 добрий	33 відм.	54 добрий
	Зелінки — Марвана	2,35 добрий	2,92 задов.	2,69 задов.	2,60 задов.	2,37 добрий	3,60 поганий
Станція 3	ТВІ	2 дуже поганий	6 задов.	2 дуже поганий	2 дуже поганий	2 дуже поганий	5 задов.
	ВВІ	3 поганий	5 задов.	1 дуже поганий	2 дуже поганий	2 дуже поганий	4 поганий
	ВМWP	3 дуже поганий	32 добрий	1 дуже поганий	3 дуже поганий	3 дуже поганий	12 поганий
	Гуднайта — Уїтлі	92 дуже поганий	88 поганий	88 поганий	80 задов.	85 поганий	69 добрий
	Зелінки — Марвана	3,16 задов.	3,14 задов.	2,69 задов.	3,58 поганий	2,56 задов.	3,06 задов.

	1	2	3	4	5	6	7
Станція 4	ТВІ	5 задов.	6 задов.	2 дуже поганий	1 дуже поганий	5 задов.	2 дуже поганий
	ВВІ	5 задов.	5 задов.	2 дуже поганий	1 дуже поганий	5 задов.	2 дуже поганий
	ВМWP	22 задов.	29 задов.	6 дуже поганий	1 дуже поганий	12 поганий	6 дуже поганий
	Гуднайта — Уїтлі	75 задов.	51 добрий	57 добрий	100 дуже поганий	60 добрий	42 відм.
	Зелінки — Марвана	2,89 задов.	2,83 задов.	2,47 добрий	-	2,25 добрий	2,53 задов.
Станція 5	ТВІ	4 поганий	5 задов.	2 дуже поганий	4 поганий	2 дуже поганий	6 задов.
	ВВІ	4 поганий	5 задов.	2 дуже поганий	4 поганий	1 дуже поганий	4 поганий
	ВМWP	9 дуже поганий	12 поганий	4 дуже поганий	9 дуже поганий	3 дуже поганий	24 задов.
	Гуднайта — Уїтлі	90 поганий	84 поганий	94 дуже поганий	87 поганий	25 відм.	9 відм.
	Зелінки — Марвана	2,74 задов.	3,16 задов.	3,01 задов.	3,16 задов.	2,60 задов.	2,29 добрий
Станція 6	ТВІ	3 поганий	5 задов.	5 задов.	4 поганий	5 задов.	1 дуже поганий
	ВВІ	5 задов.	4 поганий	4 поганий	4 поганий	5 задов.	1 дуже поганий
	ВМWP	18 поганий	18 поганий	16 поганий	12 поганий	26 задов.	1 дуже поганий
	Гуднайта — Уїтлі	55 добрий	54 добрий	12 відм.	50 добрий	63 добрий	100 дуже поганий
	Зелінки — Марвана	2,47 добрий	2,90 задов.	2,37 добрий	2,47 добрий	2,59 задов.	3,50 задов.
Станція 7	ТВІ	1 дуже поганий	8 добрий	2 дуже поганий	2 дуже поганий	2 дуже поганий	6 задов.
	ВВІ	1 дуже поганий	5 задов.	2 дуже поганий	2 дуже поганий	2 дуже поганий	5 задов.
	ВМWP	1 дуже поганий	41 добрий	6 дуже поганий	7 дуже поганий	6 дуже поганий	23 задов.
	Гуднайта — Уїтлі	100 дуже поганий	82 поганий	54 добрий	96 дуже поганий	56 добрий	29 відм.
	Зелінки — Марвана	2,5 добрий	2,90 задов.	2,99 задов.	2,8 задов.	2,72 задов.	2,47 добрий

Примітки. Тут і далі: вгорі – значення індексів за оригінальними методиками; знизу – вербальна характеристика за авторською шкалою. Використовуємо скорочення: «відм.» - відмінний; «задов.» - задовільний.

За розрахунками індексів біологічного різноманіття (ТВІ, ВВІ, ВМWP) для більшості станцій зареєстровано «поганий» та «дуже поганий» класи якості. Значних відмінностей рівня забруднення між станціями спостереження не було відмічено: якість вод кожної станції у кожному році знаходиться у межах сусідніх класів. За весь період спостереження для станцій 1-6 зареєстровано коливання у межах трьох сусідніх класів: «задовільний», «поганий», «дуже поганий». Для станції 7 у 2008 році, окрім зазначених, зареєстровано ще «добрий» клас якості.

Результати розрахунку індексів сапробності Гуднайта – Уїтлі та Зелінки – Марвана вказують на наявність забруднення органічними речовинами на усіх досліджуваних ділянках протягом усього періоду спостереження. За індексом Гуднайта – Уїтлі сапробність змінюється в дуже широких межах – від найменш забруднених β -олігосапробних вод I класу якості (наприклад, станція 5, 2012 рік) до максимально забруднених полісапробних вод V класу якості (наприклад, станція 3, 2007 рік). Натомість за індексом Зелінки – Марвана сапробність оцінюється у значно вужчому діапазоні – від β -мезосапробних до α -мезосапробних вод, відповідаючи III-IV класам якості вод.

Зважаючи на зареєстровану високу мінливість чисельності представників класу *Oligochaeta* за період спостереження, вважаємо більш коректним спиратися на значення індексу Зелінки – Марвана, аніж на індекс Гуднайта - Уїтлі під час оцінки рівня органічного забруднення досліджуваних ділянок української частини дельти Дунаю.

Результати розрахунку біотичних індексів та оцінки сапробності за донними макробезхребетними дозволяють стверджувати про наявність значного комплексного забруднення української частини дельти Дунаю. На коливання рівню забруднення угруповання зообентосу відповідають

постійними змінами складу та чисельності, інколи досягаючи показників «доброгої» та «відмінного» класів якості вод.

Проте, якщо ті ж самі розрахунки провести за усередненими по роках показниками чисельності зообентосу, можна отримати дещо відмінні результати (табл. 4). За такої методики розрахунку зростає видове багатство та різноманіття кожної станції спостереження, оскільки підвищується внесок таксонів, які були зареєстровані лише один або кілька разів (переважно, це представники таксонів – індикаторів «доброго» екологічного стану).

Таблиця 4

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем української частини дельти Дунаю за усередненими показниками чисельності організмів зообентосу за період спостереження (2007-2012 рр.)

	ТВІ	ВВІ	ВМWP	Гуднайта — Уітлі	Зелінки — Марвана
Станція 1	7/ Добрий	7 Добрий	47 Добрий	45 Відмінний	2,68 Задовільний
Станція 2	8 Добрий	6 Задовільний	35 Добрий	45 Відмінний	2,43 Добрий
Станція 3	8 Добрий	6 Задовільний	38 Добрий	83 Поганий	3,11 Задовільний
Станція 4	7 Добрий	7 Добрий	36 Добрий	45 Відмінний	2,71 Задовільний
Станція 5	7 Добрий	7 Добрий	24 Задовільний	75 Задовільний	3,05 Задовільний
Станція 6	7 Добрий	7 Добрий	32 Добрий	38 Відмінний	2,53 Задовільний
Станція 7	8 Добрий	6 Задовільний	48 Добрий	74 Задовільний	3,12 Задовільний

За усередненими по роках даними індекси, засновані на оцінці біологічного різноманіття (ТВІ, ВВІ, ВМWP), вказують на значно вищу якість вод на усіх станціях спостереження – переважно «добрий» клас якості. Показники сапробності за індексом Гуднайта–Уітлі також суттєво покращились, що пояснюється зниженням частки представників класу

Oligochaeta внаслідок зростання кількості та чисельності видів, що беруться до розрахунків. Натомість, значення сапробності за індексом Зелінки–Марвана залишились практично незмінними, що ще раз вказує на перевагу цього індексу для оцінки якості вод української частини дельти Дунаю.

Таким чином, оцінка якості вод за усередненими по роках показниками видового багатства та чисельності, з одного боку дозволяє підкреслити внесок груп – індикаторів «доброго» екологічного стану та дає можливість комплексно оцінити досліджувані території; проте з іншого боку – може приховати значні коливання видового багатства та чисельності за час спостереження. Вважаємо, що ці особливості необхідно брати до уваги під час проведення досліджень з багаторічного екологічного моніторингу поверхневих вод.

4.2. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Удай в межах національного природного парку «Пирятинський» протягом 2011-2016 рр.

За час спостереження (2011-2016 рр.) на ділянці р. Удай в межах НПП «Пирятинський» нами зареєстровано 70 НІТ донних безхребетних, які належали до 15 таксонів вищого порядку. З них 58 представників донних безхребетних ідентифіковано до виду, а у 12 випадках визначення доведено до більш високих таксонів.

Угрупованням зообентосу притаманні значні зміни видового багатства та чисельності із часом – від 3 до 19 НІТ, чисельністю від 350 до 27100 екз/м². Якщо враховувати усереднені за увесь час спостереження дані, то зміни видового багатства складають від 27 до 42 НІТ, а чисельності – 11740 до 16025 екз/м² (табл. 5). Такі результати вказують на невисоку мінливість угруповань донних безхребетних досліджених водних об'єктів за складом та чисельністю.

Таблиця 5

Видове багатство та середньорічна чисельність представників
макрозобентосу р.Удай в межах НПП «Пирятинський»
за період спостереження (2011-2016рр.), екз/м².

Таксони бентосних безхребетних	Станція 1	Станція 2	Станція 3	Станція 4	Станція 5
1	2	3	4	5	6
Ephemeroptera					
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)		650	600	1000	600
<i>Caenis robusta</i> (Eaton, 1884)		250	250		200
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	3100	1200	800		350
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsson, 1909)	250	1200	650	300	600
<i>Potamanthus luteus</i> (Linnaeus, 1767)	50		50		
Trichoptera					
<i>Limnephilus</i> sp.	300	100	200		
Trichoptera sp.	100				
Odonata					
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	300				
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780)	300		100		
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)	100		100		
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)		100			100
<i>Somatochlora metallica</i> (Vander Linden, 1825)					100
<i>Orthetrum albistylum</i> (Selys, 1848)		100			
Coleoptera					
Dytiscidae sp.		300	100		
<i>Haliphus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	300	300	150		200
Gammaridae					
<i>Gammarus kischineffensis</i> (Schellenberg, 1937)	100	2400	650	800	100
Isopoda					
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	300	600	250	950	200
<i>Jaera sarsi</i> (Valkonov, 1936)		100			
Gastropoda					
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)	200	100	100	100	
<i>Bithynia leachi</i> (Steppard, 1823)	750	400	650	650	300
<i>Lymnaea auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	300	150	100	500	300
<i>Lymnaea ovata</i> (Draparnaud, 1805)		100			
<i>Lymnaea palustris</i> (O. F. Müller, 1774)	100	100			
<i>Lymnaea</i> sp.	100	200			
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	200	100	150	100	200

1	2	3	4	5	6
<i>Planorbis carinatus</i> (O. F. Müller, 1774)	350	500	250		100
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)	200				
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)		150			
<i>Viviparus contectus</i> (Millet, 1813)	150	100	300	100	100
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)		200		300	
Bivalvia					
<i>Euglesa hibernica</i> (Westerlund, 1894)	400				
<i>Sphaerium solidum</i> (Normand, 1844)			100	500	100
<i>Unio tumidus</i> (Philipson, 1788)	100				
Hirudinea					
<i>Caspiobdella fadejewi</i> (Epshtein, 1961)		100		300	100
<i>Eropbdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)		100			100
<i>Glossiphonia heteroclita</i> (Linnaeus, 1761)		50			100
<i>Glossiphonia paludosa</i> (Carena, 1824)	300	300	100	100	
<i>Haemopsis sanguisuga</i> (Linnaeus, 1758)		100	200		100
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)					50
<i>Hemiclepsis marginata</i> (O. F. Müller, 1774)		100			
Heteroptera					
<i>Corixa punctata</i> (Illiger, 1807)	100	200	200		200
<i>Gerris</i> sp.			300	200	
<i>Hebrus ruficeps</i> (Thomson, 1871)	300				
<i>Hesperocorixa linnaei</i> (Fieber, 1848)	100		100		
<i>Ilyocoris cimioides</i> (Linnaeus, 1758)	250	500	150	350	
<i>Mesovelgia furcata</i> (Mulsant & Rey, 1852)	100				
<i>Micronecta</i> sp.			100		
<i>Notonecta</i> sp.	50			50	
<i>Notonecta glauca</i> (Linnaeus, 1758)				100	
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)				100	
<i>Sigara distincta</i> (Fieber, 1848)	100	100	100		
Chironomidae					
<i>Ablabesmyia</i> sp.				50	300
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	100	800	100	1650	2500
<i>Chironomus</i> sp.		100			100
<i>Chironomus tentans</i> (Fabricius, 1805)	300	100	150	1150	800
<i>Chironomus dorsalis</i> (Meigen, 1818)				1620	1475
<i>Clinotanypus nervosus</i> (Meigen, 1818)			600		
<i>Endochironomus albipennis</i> (Meigen, 1830)			500		300
<i>Glyptotendipes gripekoveni</i> (Kieffer 1913)	100		100		
<i>Procladius choreus</i> (Meigen, 1804)	480	800	150		1250
<i>Procladius ferrugineus</i> (Kieffer, 1918)		120	150	530	
Oligochaeta					
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)			300		
<i>Chaetogaster limnaei</i> (Baer 1827)	800	700			

1	2	3	4	5	6
<i>Dero</i> sp.	100				
<i>Eiseniella tetraedra</i> (Savigni, 1826)			730		
<i>Limnodrilus</i> sp.	1220	750	1060	1875	3050
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	150	150	250	100	550
<i>Tubifex tubifex</i> (Muller, 1774)	500	300	400	1600	800
Culicidae					
<i>Culex</i> sp.					100
Diptera (крім Chironomidae та Culicidae)					
<i>Stratiomys longicornis</i> (Scopoli, 1763)					100
Hydracarina					
Hydracarina sp.	100	100	100		
Усереднена по роках чисельність	13200	15070	11740	15175	16025
Загальна кількість НІТ	40	42	40	27	34

Видовий склад угруповань зообентосу має низьке різноманіття груп-індикаторів «доброго» екологічного стану - за увесь час спостереження зареєстровано представників тринадцяти НІТ з рядів Ephemeroptera, Trichoptera або Odonata, а на станції 4 зареєстровано лише два з них.

На відміну від української частини Кілійської дельти Дунаю родина Chironomidae та клас Oligochaeta на досліджуваній ділянці р. Удай представлені сумарно лише 17 НІТ (10 та 7 відповідно), хоча представники цих таксономічних груп домінували за чисельністю на всіх станціях спостереження в межах НПП «Пирятинський». Менша частка таксонів-індикаторів «поганого» екологічного стану в структурі угруповань зообентосу досліджуваної ділянки р. Удай, порівняно з дослідженою частиною р. Дунай, може вказувати на нижчий рівень забруднення та більш високу якість вод р. Удай порівняно з р. Дунай.

Домінуючими за видовим багатством таксономічними групами були клас Gastropoda (12 НІТ), ряд Heteroptera (11 НІТ) та родина Chironomidae (10 НІТ). Крім цього, по сім НІТ зареєстровано для трьох таксономічних груп — класу Oligochaeta та класу Hirudinea. Таксони Gammaridae, Culicidae, Diptera, Hydracarina представлено лише одним НІТ. Таким чином, видове багатство

зообентосу р. Удай за досліджений період переважно визначалось представниками ряду Chironomidae, класу Oligochaeta та класу Gastropoda, які переважали на всіх станціях спостереження.

Серед Gastropoda за кількістю видів та чисельністю переважав рід *Lymnaea*, серед Chironomidae - р. *Chironomus*, а серед Oligochaeta — роди *Limnodrillus* та *Tubifex*. Представники зазначених родів характеризуються широкою екологічною валентністю та здатністю мешкати у забруднених водах, їх домінування в угрупованнях зообентосу пов'язують із органічним забрудненням водних об'єктів.

Серед досліджених станцій найменшою кількістю НІТ (27) вирізнялась станція 4. Видове багатство на інших станціях складало від 34 до 42 НІТ. Для оцінки структури зообентосу розраховано індекс різноманітності Шеннона та індекс видової схожості Жаккара. За результатами їх розрахунку станція 4 мала найнижчий показник видового різноманіття (індекс Шеннона — 1,94 біт/екз). Станції 1, 2, 3 та 5 характеризувалися вищими значеннями видового різноманіття (відповідно 2,49, 2,88, 2,95 і 2,79 біт/екз).

Кластеризацію видового складу зообентосу досліджених ділянок р. Удай за показником видової подібності наведено на рис. 4.3. Найвищий показник схожості видового складу було зареєстровано між станціями 2 та 5 (значення індексу Жаккара 0,419). Станція 4 за схожістю видового складу утворює відокремлену від інших станцій групу.

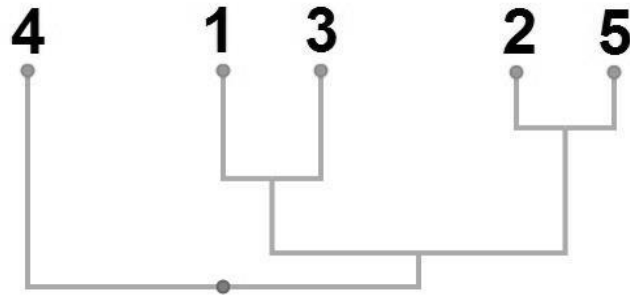


Рис. 4.3. Дендродіаграма подібності видового складу донних безхребетних досліджених ділянок р. Удай

Станція 4 розташована на 3 км нижче за течією р. Удай від м. Пирятин — великого населеного пункту із добре розвинутою харчовою промисловістю (тут розташовано ПрАТ «Пирятинський сирзавод»), його скидні води є джерелом органічного забруднення. Впродовж усього часу спостережень двома найчисельнішими видами на цій станції були *Tubifex tubifex* та *Chironomus dorsalis*— види з низькою індикаторною значимістю і стійкі до забруднення вод та донних відкладів. Зростання видового багатства та видового різноманіття на станції 5, розташованій на 15 км нижче за течією, вказує на поступове відновлення складу макрозообентосу та якості вод р. Удай.

Чисельність зообентосу на усіх станціях змінюється у доволі незначних межах – єдине виключення складає станція 4 у 2013 році (рис. 4.4.). Стрибкоподібне зростання чисельності у цей період повністю зумовлене представниками класу Oligochaeta та родини Chironomidae.

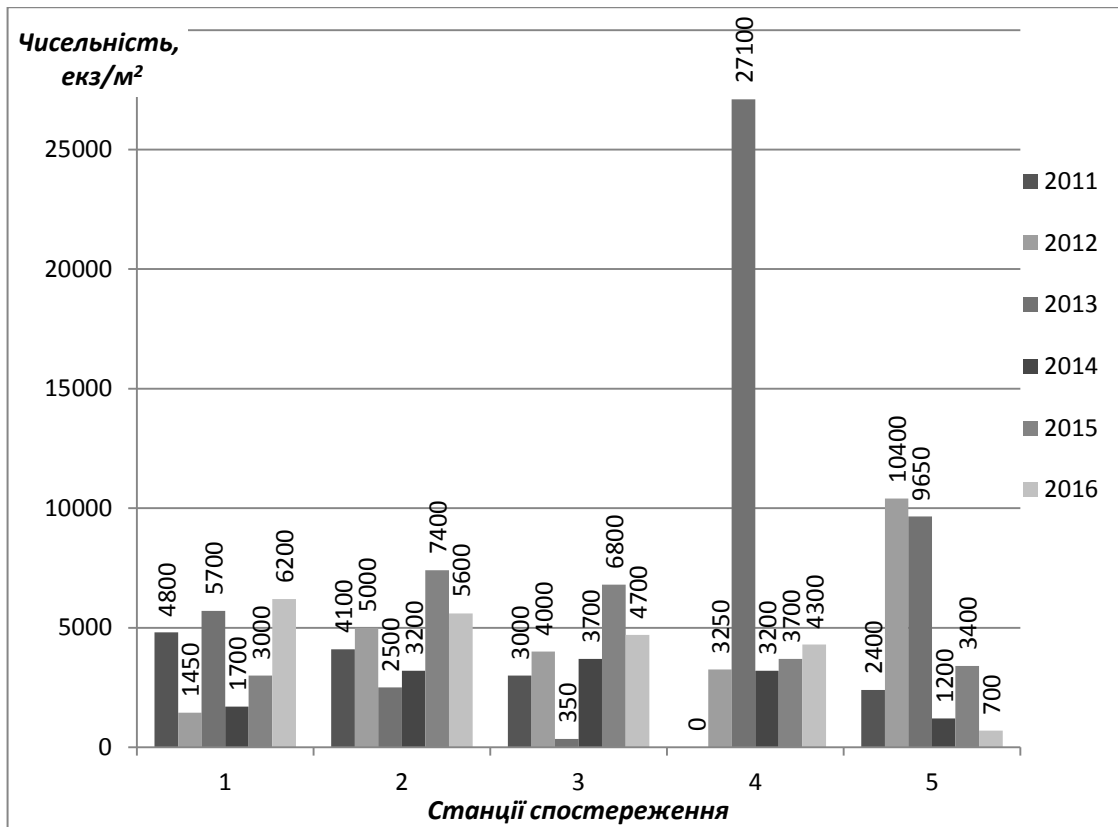


Рис. 4.4. Чисельність зообентосу р. Удай в межах НПП «Пирятинський» за період спостереження (2011-2016рр.), екз/м²

За усередненими по роках показниками чисельності станції 1, 2, 3 і 5 належать до класу евтрофних водойм, а станція 4 — до політрофних. Проте в окремі роки ці показники можуть значно відрізнятися: наприклад, на станції 1 у 2012 і 2014 р., станції 3 у 2013 та на станції 5 у 2014 р. чисельність представників зообентосу відповідала класу мезотрофних водойм. На станції 4 у 2013 — до гіпертрофних. Та на станції 5 у 2012 — до політрофних. Зростання чисельності зообентосу на станціях 4 та 5 зумовлене переважно представниками класу Oligochaeta та родини Chironomidae, що може вказувати на короткотривале надходження нетоксичного забруднення та його органічну хімічну природу.

Найчисельнішими таксономічними групами на всіх станціях спостереження були клас Oligochaeta і родина Chironomidae, їх частки були майже рівними і разом складали від 31 до 83% загальної чисельності

зообентосу. Частка представників таксонів Oligochaeta і Chironomidae поступово зростала від станції 1 до станції 4 і незначно зменшувалась на станції 5 (до 76% загальної чисельності). Зазначимо, що різке зростання чисельності на станції 4 у 2013 році та на станції 5 у 2012—2013 рр. зумовлене саме представниками Oligochaeta та Chironomidae, на станції 4 — видами *Tubifex tubifex*, *Chironomus tentans*, *C. dorsalis* і *C. plumosus*; на станції 5 — *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus* sp. та *C. plumosus*.

Домінування Oligochaeta та Chironomidae за чисельністю традиційно розглядають як показник низької якості природних вод. Проте зауважимо, що на всіх станціях, крім станції 4, зустрічаються представники таксонів— індикаторів чистих природних вод — рядів Ephemeroptera, Trichoptera і Odonata. На всіх зазначених станціях зареєстровано *Cloeon dipterum* та *Ephemerella mucronata*. Тому, незважаючи на домінування за чисельністю представників Oligochaeta та Chironomidae, можна зробити припущення про незначний рівень забруднення та доволі високу якість вод на станціях 1—3 та 5. Також нагадаємо, що в структурі видового різноманіття досліджених ділянок р. Удай клас Oligochaeta та родина Chironomidae представлені лише 17 НІТ з 70 зареєстрованих.

Проведена оцінка якості вод за обраними біотичними індексами також показала суперечливі результати (табл. 6). Розраховані класи якості вод можуть дуже сильно змінюватися межах декількох років - наприклад, на станції 3 оцінки за індексом Гуднайта-Уітлі такі: «відмінний»-«дуже поганий»-«задовільний»-«відмінний». Так само розраховані оцінки відрізняються між різними індексами в межах одного року – наприклад, на станції 5 у 2001 році за індексом Гуднайта-Уітлі розраховано «відмінний», а за індексом BMWP «дуже поганий» класи якості вод. Такі результати вказують на значну мінливість структурних показників угруповань донних макробезхребетних у досліджуваній ділянці р. Удай та можуть свідчити про надходження у водні об'єкти нерівномірного та короткотривалого забруднення.

Таблиця 6

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем р. Удай
в межах НПП «Пирятинський» за організмами зообентосу
за період спостереження (2011-2016 рр.)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016
1		2	3	4	5	6	7
Станція 1	ТВІ	7 добрий	5 задов.	6 задов.	5 задов.	7 добрий	8 добрий
	ВВІ	4 поганий	4 поганий	6 задов.	4 поганий	5 задов.	7 добрий
	BMWP	35 добрий	18 поганий	19 поганий	21 задов.	49 добрий	76 відм.
	Гуднайта — Уїтлі	2 відм.	82 поганий	65 добрий	35 відм.	13 відм.	8 відм.
	Зелінки — Марвана	2,39 добрий	3,38 задов.	2,95 задов.	2,95 задов.	2,21 добрий	2,16 добрий
Станція 2	ТВІ	9 відм.	6 задов.	4 поганий	7 добрий	8 добрий	8 добрий
	ВВІ	4 поганий	5 задов.	3 поганий	5 задов.	5 задов.	7 добрий
	BMWP	68 відм.	25 задов.	9 дуже поганий	14 поганий	52 відм.	39 добрий
	Гуднайта — Уїтлі	17 відм.	40 відм.	64 добрий	66 добрий	4 відм.	5 відм.
	Зелінки — Марвана	2,23 добрий	2,98 задов.	3,27 задов.	3,14 задов.	1,99 добрий	1,74 добрий
Станція 3	ТВІ	8 добрий	3 поганий	5 задов.	8 добрий	9 відм.	9 відм.
	ВВІ	4 поганий	2 дуже поганий	4 поганий	5 задов.	7 добрий	6 задов.
	BMWP	38 добрий	1 дуже поганий	13 поганий	38 добрий	69 відм.	67 відм.
	Гуднайта — Уїтлі	23 відм.	100 дуже поганий	71 задов.	43 відм.	4 відм.	9 відм.
	Зелінки — Марвана	2,41 добрий	3,37 задов.	2,65 задов.	2,68 задов.	2,05 добрий	2,11 добрий

	1	2	3	4	5	6	7
Станція 4	ТВІ	-	5 задов.	3 поганий	5 задов.	7 добрий	7 добрий
	ВВІ	-	4 поганий	2 дуже поганий	4 поганий	5 задов.	6 задов.
	BMWP	-	14 поганий	3 дуже поганий	15 поганий	47 добрий	46 добрий
	Гуднайта — Уїтлі	-	57 добрий	44 відм.	19 відм.	8 відм.	5 відм.
	Зелінки — Марвана	-	3,30 задов.	3,58 поганий	2,99 задов.	2,39 добрий	2,11 добрий
Станція 5	ТВІ	9 відм.	6 задов.	4 поганий	5 задов.	7 добрий	9 відм.
	ВВІ	4 поганий	4 поганий	3 поганий	4 поганий	5 задов.	4 поганий
	BMWP	60 відм.	7 дуже поганий	9 дуже поганий	13 дуже поганий	37 добрий	60 відм.
	Гуднайта — Уїтлі	0 відм.	39 відм.	29 відм.	25 відм.	12 відм.	0 відм.
	Зелінки — Марвана	2,32 добрий	3,25 задов.	3,33 задов.	2,68 задов.	2,05 добрий	2,32 добрий

За всіма розрахованими індексами біологічного різноманіття (ТВІ, ВВІ, BMWP) найбільш низькою якістю вод характеризується станція 4 – переважно «поганий» клас якості. Ця станція розташована безпосередньо нижче м. Пирятин, що дозволяє припускати переважне надходження сюди забруднення з території міста. Для інших станцій спостереження зареєстровано коливання між майже усіма можливими класами якості поверхневих вод.

Результати розрахунку індексів сапробності Гуднайта — Уїтлі та Зелінки — Марвана вказують на незначний рівень органічного забруднення вод на усіх п'яти станціях спостереження. Найвищими показниками сапробності характеризується станція 4, що підкріплює припущення про надходження органічного забруднення з м. Пирятин (ПрАТ «Пирятинський сирзавод»).

За індексом Гуднайта — Уїтлі сапробність змінюється від α -олігосапробних вод (станції 1—3 і 5) до β' -мезосапробних (станція 4), тобто для усіх станцій відповідає II класу якості вод. Такі показники сапробності є доволі низькими та нечасто зустрічаються в малих річках України [17,20,45].

За індексом Зелінки — Марвана на усіх станціях спостереження зареєстровано показники від β'' -мезосапробних вод III класу якості до α'' -мезосапробних IV класу якості. За цим ндексом для усіх станцій спостереження зареєстровано нижчі показники якості порівняно із індексом Гуднайта — Уїтлі, що може вказувати на меншу чутливість останнього у даному випадку.

Загалом, біоіндикація якості р. Удай за організмами зообентосу вказує на доволі високу мінливість рівня забруднення річкової екосистеми у межах НПП «Пирятинський». За усіма розрахованими біотичними індексами переважаюче надходження забруднення пов'язано із м. Пирятин. Низька сапробність на усіх станціях спостереження, крім станції 4, вказує на порівняно незначну кількість органічної речовини, розчиненої у їх водах. Натомість, станція 4 характеризується найвищими показниками сапробності за обома індексами, що вказує на переважання органічного забруднення цього водного об'єкту. Зростання видового багатства та покращення результатів біоіндикації якості вод на станції 5 відносно найбільш забрудненої попередньої станції свідчить про загалом невисоке забруднення річки до м. Пирятин та спроможність угруповань донних безхребетних до відновлення структурних характеристик на дослідженій ділянці р. Удай. Зауважимо, що мінливість оцінок якості природних вод на станціях 1, 2, 3 та 5 може бути викликана природною мінливістю видового багатства та різноманіття р. Удай.

Якщо для розрахунків обраних біотичних індексів використати усереднені по роках показники чисельності, результати оцінки якості вод досліджуваних водних об'єктів дещо зміняться (табл. 7). Хоча станція 4 все ще має найнижчі показники серед усіх інших, на станціях 1 та 2 за всіма

індексами зареєстровано «відмінний» та «добрий» класи якості; а на станціях 3 та 5 відзначене зростання якості вод принаймні на один клас якості.

Таблиця 7

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем р. Удай в межах території НПП «Пирятинський» за усередненими показниками чисельності організмів зообентосу за період спостереження (2011-2016 рр.)

	ТВІ	ВВІ	ВМWP	Гуднайта — Уїглі	Зелінки — Марвана
Станція 1	9 Відмінний	8 Добрий	84 Добрий	25 Відмінний	2,34 Добрий
Станція 2	9 Відмінний	8 Добрий	81 Добрий	21 Відмінний	2,36 Добрий
Станція 3	9 Відмінний	6 Задовільний	70 Задовільний	40 Відмінний	2,40 Добрий
Станція 4	6 Задовільний	5 Задовільний	26 Поганий	48 Добрий	2,80 Задовільний
Станція 5	9 Відмінний	7 Добрий	67 Задовільний	23 Відмінний	2,44 Добрий

Зростання розрахованих показників може бути пояснено міркуваннями, викладеними раніше, – зростання видового багатства та внеску таксонів із великою індикаторною вагою внаслідок сумації показників за кілька років спостереження.

4.3. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Ворскла в межах Гетьманського національного природного парку в червні 2020 р.

В серпні 2020 року у фауні донних макробезхребетних р. Ворскла було зареєстровано 36 НІТ донних макробезхребетних, які належали до 13 таксонів вищого порядку. З них 26 представників зообентосу було ідентифіковано до виду, а у 10 випадках визначення доведено до більш високих таксонів.

На окремих станціях спостереження зареєстровано від 6 до 22 НІТ макробоентосу, чисельністю від 29 до 70 екз/м² (табл. 8). Такі результати вказують на незначні зміни видового багатства та чисельності представників донних макробезхребетних досліджуваної ділянки р. Ворскла.

Таблиця 8

Видове багатство та чисельність представників макробоентосу Гетьманського НПП за період спостереження (серпень 2020р.), екз/м²

Таксони бентосних безхребетних	Станція 1	Станція 2	Станція 3	Станція 4	Станція 5	Станція 6
1	2	3	4	5	6	7
Bivalvia						
<i>Anodonta cygnea</i> (Linnaeus, 1758)			5		1	5
<i>Sphaerium rivicola</i> (Lamarck, 1818)	1	4	5		1	15
Gastropoda						
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	3	3	1	1	1	1
<i>Myxas glutinosa</i> (Müller, 1774)		3	5	2	7	4
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	5	2	3	12	5	3
<i>Anisus vortex</i> (Linnaeus, 1758)					2	
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)			3			5
<i>Planorbarius corneus</i> (Linnaeus, 1758)		1	1			
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)			1			
Hirudinea						
<i>Erpobdella</i> sp. (de Blainville, 1818)		2	2		8	
<i>Glossiphonia</i> sp. (Johnson, 1816)		1			3	
Decapoda						
<i>Astacus astacus</i> (Linnaeus, 1758)	2	3	4			
Isopoda						
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)						
Ephemeroptera						
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	5	1			3	
<i>Ephemera vulgata</i> (Linnaeus, 1758)		1				
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)					1	
Odonata						
<i>Anax parthenope</i> (Selys, 1839)	3	2	4	1	11	2
<i>Libellula fulva</i> (Müller, 1764)	1		2		3	2

1	2	3	4	5	6	7
<i>Cordulia aenea</i> (Linnaeus, 1758)			1			
<i>Sympecma fusca</i> (Vander Linden, 1820)			9	17		
<i>Gomphus vulgatissimus</i> (Linnaeus, 1758)				3		5
<i>Calopteryx splendens</i> (Harris, 1780)	3	4			4	23
Megaloptera						
<i>Sialis</i> sp.			2		1	
Hemiptera						
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)	1	1			1	
<i>Nepa cinerea</i> (Linnaeus, 1758)			1			
<i>Nepa cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)			1		3	1
<i>Notonecta glauca</i> (Linnaeus, 1758)	1	2	1		3	
<i>Sigara</i> sp.						
<i>Gerris</i> sp.		1	1		1	1
Coleoptera						
<i>Hydrochara caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	1		1			
<i>Hydrophilus aterrimus</i> (Eschscholtz, 1822)					1	
<i>Haliplus</i> sp.			3		1	
Dytiscidae sp.	1		1			
Diptera (крім Chironomidae)						
Diptera sp.		2			2	3
Chironomidae						
<i>Chironomus</i> sp.	2				4	
Arachnidae						
Hydrachnidia sp.						
Загальна чисельність	29	33	57	36	67	70
Загальна кількість НІТ	13	16	22	6	22	13

Видове багатство бентосних макробезхребетних, зареєстрованих на території Гетьманського НПП на чверть складається з груп-індикаторів «доброго» екологічного стану - 9 НІТ з 36 НІТ загалом. Хоча у цьому дослідженні не виявлено жодного представника ряду Trichoptera, але представники ряду Odonata виявлені на усіх станціях спостереження, а представники ряду Ephemeroptera – на чотирьох. Ці дані можуть вказувати на доволі високу якість вод р. Ворскла у межах Гетьманського НПП. Представники родини Chironomidae представлені лише одним НІТ, а представники класу Oligochaeta взагалі не були виявлені. Такі результати

можуть вказувати на доволі високу якість природних вод на досліджуваній природоохоронній території – порівняно вищу за якість вод і в Дунайському біосферному заповіднику, і в НПП «Пирятинський». Однак зауважимо, що зареєстрований видовий склад угруповань бентосних безхребетних може мати випадковий характер та бути зумовлений відбором проб лише протягом одного року, що підкреслює важливість проведення постійного багаторічного екологічного моніторингу.

За видовим багатством переважаючими таксонами були клас *Gastropoda* (7 НІТ) та ряд *Odonata* (6 НІТ). Представники цих таксономічних груп зустрічаються на усіх досліджених ділянках та одночасно виступають домінантами за чисельністю – їх сумарна частка складає від 45% на станції 2 до 100% на станції 6 від чисельності усіх бентосних макробезхребетних.

Найнижчий показник видового багатства зареєстровано на станції 4 – лише 6 НІТ зообентосу. Проте вони порівну належать до *Gastropoda* та *Odonata*, що може вказувати на невисокий рівень забруднення поверхневих вод на цій точці. Також привертає увагу зниження видового багатства між станціями 5 та 6 (з 22 до 13 НІТ) – відстань між цими станціями близько 200 м за течією річки, але вони розділені греблею через р. Ворскла. Припускаємо, що зниження видового багатства цих ділянок ріки спричинене антропогенним впливом. Проте маємо відмітити, що найвище видове багатство (22 НІТ) зареєстровано на станції 3, розташованій за течією р. Ворскла в околицях с. Климентове; та на станції 5, розташованій в околиця села Куземин, на 100 м вище за течією від греблі.

Відповідно до розрахунків індексу Шеннона найнижчий показник видового різноманіття зареєстровано на станції 4 - 1,29 біт/екз. Всі інші досліджені ділянки мають суттєво вищий показник різноманіття - від 2,08 до 3,25 біт/екз. За розрахунком схожості видового складу станцій спостереження за індексом Жаккара найнижчий коефіцієнт попарної схожості було виявлено між станціями 1 та 4 (0,07); а найвищу схожість –

між станціями 3 та 5 (0,571). За результати кластерного аналізу індексу Жаккара станція 4 відрізняється від усіх інших досліджених ділянок, утворюючи окрему групу (рис. 4.5).

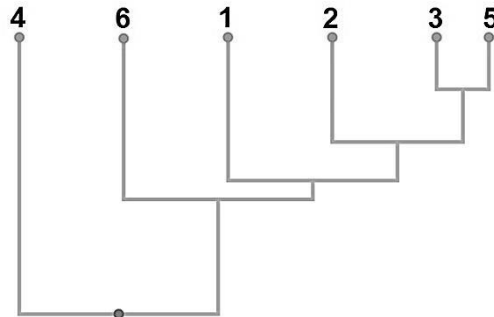


Рис. 4.5. Дендрограма подібності видового складу донних безхребетних досліджених ділянок р. Ворскла

Станція 4 розташована в околицях с. Лутище, неподалік автомобільного мосту через річку, тому унікальні особливості її видового складу можуть бути пояснені антропогенним впливом. Також привертає увагу велика «відстань» між схожістю видового складу станцій 5 та 6, які географічно розділені греблею через р. Ворскла. Вважаємо, що видовий склад на станціях 4 та 6 відрізняється від інших станцій саме внаслідок антропогенного впливу.

Чисельність представників донних макробезхребетних на усіх станціях спостереження змінюється у незначних межах (від 29 до 70 екз/м²), що за [73] відповідає оліготрофним водним об'єктам. Такий показник є дуже високим для річок України [17,20,27,45].

Загалом на дослідженій ділянці р. Ворскла за чисельністю домінували представники трьох видів – *Bithynia tentaculata*, *Sphaerium rivicola*, *Calopteryx splendens* та *Anax parthenope*. Всі зазначені організми характеризуються широкою екологічною валентністю, є доволі звичними у фауні України та зустрічаються у водоймах різних типів. Звернемо увагу, що

A. parthenope вважається видом, звичним на півдні України, що поступово заселює північні регіони [39].

Оцінку якості природних вод за допомогою розрахунку біотичних індексів наведено у табл. 9. Індекс Гуднайта-Уїтлі у даному випадку розрахувати неможливо, адже у пробах були відсутні представники класу *Oligochaeta*.

Таблиця 9

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем р. Ворскла у межах Гетьманського НПП за організми зообентосу за період спостереження (серпень 2020 р)

	ТВІ	ВВІ	ВМWP	Зелінки-Марвана
Станція 1	7 Добрий	4 Поганий	62 Відмінний	2,24 Добрий
Станція 2	9 Відмінний	5 Задовільний	71 Відмінний	2,10 Добрий
Станція 3	6 Задовільний	5 Задовільний	102 Відмінний	2,18 Добрий
Станція 4	2 Дуже поганий	4 Поганий	30 Задовільний	2,11 Добрий
Станція 5	9 Відмінний	6 Задовільний	95 Відмінний	2,01 Добрий
Станція 6	4 Поганий	5 Задовільний	65 Відмінний	2,13 Добрий

За розрахунками індексів біологічного різноманіття (ТВІ, ВВІ, ВМWP) отримано доволі високі показники якості природних вод р. Ворскла у межах Гетьманського НПП. Найвищі показники зареєстровано за індексом ВМWP – «відмінний» клас якості на усіх станціях, крім четвертої. Найгірші показники отримано за розрахунками індексу ВВІ – переважно «задовільний» клас якості. Настільки значні відмінності у результатах можуть бути пов'язані з

методиками розрахунку цих індексів – за індексом BMWP сумується «індикаторна вага» родин усіх представників, наявних у пробі, а за індексом BBI беруть до уваги присутність лише окремих індикаторних груп. Привертає увагу, що результати за індексом TBI (принцип розрахунку якого такий само, як і у індекса BBI) краще узгоджуються із результатами за індексом BMWP. Це дозволяє зробити припущення, що в даному випадку варто критично ставитись до результатів саме за індексом BBI.

Найгіршими результатами за усіма показниками характеризується станція 4 – «поганий» клас якості поверхневих вод, якщо усереднити всі отримані результати. Також зареєстровано незначне зниження показників між станціями 5 та 6. Привертає увагу, що за структурними показниками (видове багатство та схожість видового складу) станції 5 та 6 відрізняються набагато більше, аніж за оцінкою якості їх вод. Біотичні індекси підкреслюють подібність екологічних умов на цих точках спостереження, не зважаючи на перегородження р. Ворскла греблею та викликані цим зміни гідрологічних умов.

Результати розрахунку індексу сапробності Зелінки-Марвана вказують на низький рівень забруднення органічними речовинами у межах Гетьманського НПП. Показник сапробності для усіх станцій спостереження змінюється у дуже незначному діапазоні – від 2,01 до 2,24. Води р. Ворскла на усіх досліджених ділянках лежать на межі між α -олігосапробними та β' -мезосапробними, відповідаючи II класу якості вод.

Зареєстровані нами показники трофності та сапробності вод р. Ворскла, засновані на вивченні фауни донних безхребетних, суттєво відрізняються від аналогічних показників, зареєстрованих іншими авторами на основі гідрохімічних особливостей вод р. Ворскла та її приток [13,14]. Отримані нами результати вказують на значно нижчий рівень трофності – оліготрофні води замість евтрофних; та на дещо нижчий рівень сапробності - β' -мезосапробні води замість β'' -мезосапробних. Зауважимо, що

у сучасних екологічних дослідженнях поверхневих вод пріоритетне значення належить вивченню саме біотичного компоненту.

Загалом, біологічна індикація вод р. Ворскла за угрупованнями донних макробезхребетних вказує на високу якість поверхневих вод у межах Гетьманського НПП. Розраховані показники сапробності вказують на низький рівень забруднення органічними речовинами на усіх станціях спостереження.

4.4. Видове багатство, видове різноманіття та чисельність організмів зообентосу р. Рось в ділянці виліву токсичних речовин в червні-липні 2019 р.

За період спостереження в червні-липні 2019 р. було зареєстровано 27 НІТ представників зообентосу, які належали до 14 таксонів вищого порядку. З них 18 представників ідентифіковано до виду, а у 9 випадках визначення доведено до більш високих таксонів.

На окремих станціях спостереження зареєстровано від 4 до 18 НІТ донних макробезхребетних, чисельністю від 13 до 266 екз/м² (табл. 10). Найнижчі показники видового багатства та чисельності донних макробезхребетних зареєстровано на станції 2 – безпосередньо на місці потрапляння токсичних речовин у гідроекосистему. Інші станції спостереження за структурними показниками угруповань донних макробезхребетних подібні між собою – станції 3 та 4 мають навіть дещо вище видове багатство та чисельність бентосних організмів, ніж станція 1, яка розташована вище за течією ріки, ніж місце потрапляння токсичних речовин у річкову екосистему.

Таблиця 10

Видове багатство та чисельність представників макрозобентосу р. Рось за період спостереження (червень-липень 2019р.), екз/м².

Таксони бентосних безхребетних	Станція 1			Станція 2			Станція 3			Станція 4		
	11.6.2019	17.6.2019	17.7.2019	11.6.2019	17.6.2019	17.7.2019	11.6.2019	17.6.2019	17.7.2019	11.6.2019	17.6.2019	17.7.2019
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Ephemeroptera												
<i>Ephemerella mucronata</i> (Bengtsoon, 1913)		13	40				6	10	87	9	2	2
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)		3	7				5	3	9	3		2
Trichoptera												
<i>Limnephilus</i> sp.	4	2	1									
Odonata												
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)							8	4				
<i>Enallagma cyathigerum</i> (Charpentier, 1840)							47	13	3	6		
Coleoptera												
<i>Haliphus ruficollis</i> (De Geer, 1774)	2	7	3				14	2	4	2		
Dytiscidae sp.		1						1				
Hydrophilidae sp.	4											
Heteroptera												
<i>Nepa cinerea</i> (Linnaeus, 1758)	2	2	4				4		1			1
<i>Ranatra linearis</i> (Linnaeus, 1758)										3	3	
<i>Notonecta lutea</i> (Muller, 1776)							3			1		
<i>Limnoporus rufoscutellatus</i> (Latreille, 1807)	1		3	2	2		5		8			
<i>Sigara distincta</i> (Fieber, 1848)			3				2		2			1
<i>Hebrus ruficeps</i> (Thomson, 1871)								3		4		
<i>Micronecta</i> sp.		2		10			40	10	50	5	1	4
Gammaridae												
<i>Gammarus kischineffensis</i> (Schellenberg, 1937)	4	11	8									
Isopoda												
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)							66	26	10			

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Gastropoda												
<i>Theodoxus fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)			2				3	11	2		2	
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)												1
<i>Planorbis planorbis</i> (Linnaeus, 1758)							14	1	57	23	2	1
<i>Viviparus viviparus</i> (Linnaeus, 1758)	2		2				40	9	10	1		
Hirudinea												
Hirudinea sp.		3										
Chironomidae												
<i>Chironomus plumosus</i> (Linnaeus, 1758)	1	48	18		4		6	1	3	2	10	9
Culicidae												
Culicidae sp.			39									
Diptera (крім Chironomidae та Culicidae)												
Diptera sp.										10		
Oligochaeta												
<i>Tubifex tubifex</i> (Muller, 1774).	3	5	7	21	5		3	5	7	40	8	7
Arachnidae												
Arachnidae sp.										1		
Загальна чисельність	23	97	137	33	13	-	266	99	253	101	28	28
Кількість НІТ	9	10	12	3	3	-	15	13	13	14	6	8
Загальна кількість НІТ		17			4			18			18	

З 27 НІТ зообентосу, зареєстрованих на усіх станціях спостереження лише 5 НІТ належали до груп-індикаторів «доброго» екологічного стану, а клас Oligochaeta та родина Chironomidae представлені лише по 1 НІТ. Порівняння отриманих результатів з літературними даними вказує, що у нашому дослідженні було зареєстровано представників більшості таксонів вищого порядку, але видове багатство Oligochaeta та Chironomidae є заниженим [53]. Варто звернути увагу, що в попередніх дослідженнях найнижче видове багатство бентосних організмів на р. Рось було зареєстровано саме в Погребищівському районі [53].

Найнижчі видове багатство та чисельність донних безхребетних зареєстровано на станції 2, розташованій безпосередньо на місці аварії, де

токсичні речовини потрапили у водойму, - лише 4 НІТ за весь період спостереження. Всі організми, зареєстровані на цій станції, належать або до таксонів-індикаторів «поганого» екологічного стану (*Oligochaeta* та *Chironomidae*) або мешкають на межі водного та повітряно-наземного середовищ (представники ряду *Heteroptera*, які завдяки цій екологічній особливості могли уникати впливу речовин, що потрапили у водойму внаслідок аварії). Зауважимо, що 17.07.2019 відібрати проби для оцінки структурних показників зообентосу на станції 2 було неможливо внаслідок майже повного осушення водойми, проведеного органами місцевої влади в якості захисних заходів від дії токсичних речовин та їх розповсюдження.

На інших досліджених ділянках р. Рось зареєстроване вище видове багатство (17-18 НІТ донних безхребетних). Хоча нами зареєстровано лише 5 НІТ, що належать до таксонів-індикаторів «доброго» екологічного стану, представники рядів *Ephemeroptera*, *Trichoptera* та *Odonata* зустрічалися на усіх станціях спостереження, крім станції 2. Загалом, станції 3 та 4 мають подібне видове багатство зі станцією 1, яка в даному дослідженні виконувала роль ділянки річки у референтному стані, - 18, 18 та 17 НІТ відповідно. Такі дані дозволяють зробити припущення, що досліджуваний токсичний вплив на гідроекосистему мав локальний характер.

На усіх станціях спостереження домінуючими за видовим багатством таксономічними групами були ряд *Heteroptera* (7 НІТ) та клас *Gastropoda* (4 НІТ). Ряд *Coleoptera* було представлено трьома НІТ, а ряди *Ephemeroptera* та *Odonata* – двома. Інші дев'ять таксономічних груп було представлено лише одним НІТ.

На станції 2 домінуючим за чисельністю таксоном був підклас *Oligochaeta* представлений родом *Tubifex*. Для інших станцій спостереження не вдається встановити один таксон, який домінує за чисельністю. Серед найчисельніших таксонів на цих станціях – ряд *Ephemeroptera*, ряд *Coleoptera*, ряд *Isopoda* та родина *Chironomidae*.

Найнижчий показник видового різноманіття за індексом Шеннона мала станція 2 – 0,81 біт/екз та 1,03 біт/екз (zareєстровано 11.6.19 та 17.6.19 відповідно). Для інших станцій спостереження мінімальне значення індексу Шеннона складало 1,65 біт/екз (станція 4, 17.6.19), а максимальне - 2,25 біт/екз (станція 3, 17.6.19).

За розрахунком схожості видового складу станцій спостереження за індексом Жаккара найнижчий коефіцієнт попарної схожості було виявлено між станціями 2 та 4 (0,158); а найвищу схожість – між станціями 1 та 3 (0,522). Результати кластерного аналізу показнику схожості видового складу станцій спостереження наведено на рис. 4.6.

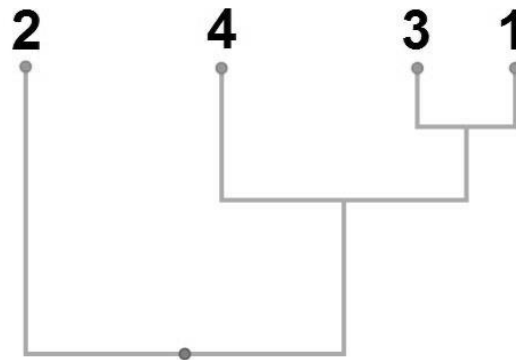


Рис. 4.6. Дендрограма подібності видового складу донних безхребетних досліджених ділянок р. Рось

За показником схожості видового складу станція 2 очікувано сформувала окрему групу. Звернемо увагу, що станції 1 та 3 мають більшу схожість видового складу, аніж розташовані географічно поряд станції 3 та 4. Особливості видового складу станції 4 можуть бути пояснені негативним антропогенним впливом – цю станцію розташовано біля мосту через р. Рось. Отримані результати порівняння видового складу станцій спостереження можуть бути опосередкованим підтвердженням припущення про локальний характер токсичного впливу на станції 2.

Чисельність представників донних макробезхребетних на усіх станціях спостереження коливається у незначних межах, відповідаючи за категоріями трофності вод оліго-мезотрофним (станція 3 11.06.2019 та 17.07.2019) та оліготрофним (всі інші) водним об'єктам. Зауважимо, що низька чисельність донних макробезхребетних на станції 2, імовірно пов'язана із впливом хімічних речовин, які потрапили в цю водойму, а не з трофністю цього водного об'єкту.

Найчисельніші НІТ серед усіх станцій спостереження – *Ephemerella mucronata* та *Micronecta* sp., що є доволі звичними у фауні України.

Таким чином, за структурними показниками угруповань донних безхребетних станція 2 відрізняється від інших станцій спостереження. За використаними показниками вплив отруйних речовин на біотичні компоненти водних екосистем можна вважати дуже значним, але точковим – таким, що не проявляється вже через 700 метрів за течією річки.

Загальна оцінка якості вод р. Рось за біотичними індексами показала схожі результати (табл. 11). За усіма біотичними показниками найбільше вирізняється станція 2. Зазначимо, що зареєстрованих на цій станції 4 НІТ донних безхребетних виявилось недостатньо для розрахунку індексу Зелінки - Марвана.

Таблиця 11

Бальна оцінка та вербальна характеристика стану екосистем р. Рось за організмами зообентосу за період спостереження (червень-липень 2019р)

		11.06.2019	17.06.2019	17.07.2019
Станція 1	ТВІ	5 Задовільний	7 Добрий	8 Добрий
	ВВІ	4 Поганий	6 Задовільний	5 Задовільний
	ВМWP	17 Поганий	48 Добрий	65 Добрий
	Гуднайта — Уітлі	13 Відмінний	5 Відмінний	5 Відмінний
	Зелінки — Марвана	1,60 Добрий	1,72 Добрий	1,56 Добрий
Станція 2	ТВІ	2 Дуже поганий	2 Дуже поганий	-
	ВВІ	3 Поганий	4 Поганий	-
	ВМWP	11 Поганий	8 Дуже поганий	-
	Гуднайта — Уітлі	63 Добрий	38 Відмінний	-
	Зелінки — Марвана	-	-	-
Станція 3	ТВІ	8 Добрий	8 Добрий	8 Добрий
	ВВІ	6 Задовільний	5 Задовільний	5 Задовільний
	ВМWP	73 Відмінний	60 Добрий	64 Добрий
	Гуднайта — Уітлі	1 Відмінний	5 Відмінний	3 Відмінний
	Зелінки — Марвана	2,44 Добрий	2,24 Добрий	1,63 Добрий
Станція 4	ТВІ	7 Добрий	6 Задовільний	6 Задовільний
	ВВІ	5 Задовільний	4 Поганий	4 Поганий
	ВМWP	55 Добрий	32 Задовільний	36 Задовільний
	Гуднайта — Уітлі	40 Відмінний	29 Відмінний	25 Відмінний
	Зелінки — Марвана	1,77 Добрий	1,52 Добрий	1,80 Добрий

За результатами розрахунку індексів біологічного різноманіття (ТВІ, ВВІ, ВМWP) станція 2 відрізняється найгіршими показниками - на цій станції клас якості вод р. Рось оцінюється на межі між «поганим» та «дуже поганим». Оцінка якості вод на інших станціях спостереження коливається у ширшому діапазоні – від «поганого» до «відмінного» класів якості.

Результати розрахунку індексів сапробності Гуднайта – Уїтлі та Зелінки – Марвана вказують на незначний рівень органічного забруднення на усіх станціях спостереження. Значення сапробності, розраховані за обома індексами на усіх станціях спостереження коливаються між олігосапробними та β -мезосапробними водами.

За індексом Гуднайта – Уїтлі на станціях 1 та 3 за увесь час дослідження зареєстровано показники, що відповідають β -олігосапробним водам, тобто I класу якості вод. На станції 4 – α -олігосапробним II класу якості. На станції 2 за цим індексом зареєстровано зростання якості природних вод – з β'' -мезосапробних III класу якості 11.6.2019р. до α -олігосапробних II класу якості 17.06.2019р.

За індексом Зелінки – Марвана на станціях 1 та 4 за увесь час дослідження зареєстровано β' -мезосапробні води III класу якості. На станції 3 помічено зростання якості вод – з β'' -мезосапробних III класу якості 11.06.2019 та 17.06.2019 до β' -мезосапробних III класу якості 17.07.2019.

Для оцінки якості поверхневих вод за трофо-сапробіологічними критеріями у цьому випадку ми вважаємо більш доцільним використання індексу Зелінки – Марвана, заснованого на оцінці спробної валентності багатьох видів водних безхребетних, замість використання індексу Гуднайта – Уїтлі, що оцінює частку чисельності представників класу Oligochaeta. Також зауважимо, що загальна чисельність представників цього класу могла виявитись заниженою.

Результати оцінки якості вод за показниками біологічного різноманіття представників зообентосу та розрахунки сапробності добре узгоджуються між собою. За усіма показниками станція 2 характеризується найгіршою якістю вод. Показники якості вод, розраховані для станцій 3 та 4 подібні до показників станції 1, яка дозволяє оцінити стан угруповань зообентосу цього водного об'єкту у ділянках, які не зазнали токсичного впливу.

Отримані дані дозволяють зробити висновок про локальний характер забруднення цієї екосистеми токсичними речовинами – безпосереднє місце аварії зазнало негативного впливу, що призвів до значного зниження видового багатства, різноманіття та чисельності донних макробезхребетних. На жаль, практично повне осушування водойми, прийняте місцевою владою як засіб захисту від розповсюдження токсичних речовин, зробило неможливою оцінку тривалості їх впливу на біоту цього водного об'єкту. На станціях, розташованих нижче за течією р. Рось від місця аварії, негативних змін у структурно-функціональних характеристиках угруповань донних макробезхребетних не виявлено – отримані результати не відрізняються від таких для станції 1.

РОЗДІЛ 5 Оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів за допомогою методів біотестування

5.1. Оцінка забруднення донних відкладів української частини дельти Дунаю протягом 2007-2012 рр.

Результати біотестування водних витяжок донних відкладів, відібраних протягом 2007-2012 рр. на семи станціях спостереження, розташованих в українській частині дельти р. Дунай, наведено у таблиці 12. Статистичну обробку отриманих результатів проводили із застосуванням критерію Даннета – відповідного статистичного критерію для множинних порівнянь експериментальних вибірок з контролем. Нульову гіпотезу перевіряли при $p < 0,05$.

Звертаємо увагу, що тут і далі у випадках, коли забруднення оцінено як «відсутнє», статистично значущих відмінностей експериментальних даних від контрольних немає. Це легко пояснити принципами, що лежать в основі біологічного тестування, – якщо забруднення донних відкладів відсутнє, то відмінностей дослідів від контролю немає.

Таблиця 12

Показники токсичного забруднення донних відкладів української частини дельти Дунаю протягом 2007-2012 рр.

Тест-об'єкт		2007	2008	2010	2011	2012
1		2	3	4	5	6
Станція 1	<i>L. sativa</i>	-22 Низьке*	-17 Низьке*	8 Відсутнє	6 Відсутнє	2 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	-43 Помірне	-33 Помірне*	-40 Помірне*	-15 Низьке*	34 Помірне*
	<i>D. magna</i>	84 Дуже високе*	17 Низьке*	0 Відсутнє	88 Дуже високе*	0 Відсутнє
Станція 2	<i>L. sativa</i>	-13 Низьке*	-18 Низьке*	-14 Низьке*	-11 Низьке*	7 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	-49 Помірне*	-43 Помірне*	-21 Низьке*	2 Відсутнє	27 Помірне*
	<i>D. magna</i>	97 Дуже високе*	55 Дуже високе*	6 Відсутнє	71 Дуже високе*	60 Дуже високе*
Станція 3	<i>L. sativa</i>	-24 Низьке*	-20 Низьке*	3 Відсутнє	-4 Відсутнє	23 Низьке*
	<i>A. cerea</i>	-65 Високе	-37 Помірне*	-43 Помірне*	-13 Низьке*	27 Помірне*
	<i>D. magna</i>	77 Дуже високе*	17 Низьке*	69 Дуже високе*	92 Дуже високе*	100 Дуже високе*
Станція 4	<i>L. sativa</i>	-13 Низьке*	-37 Помірне	-20 Низьке*	-41 Помірне*	15 Низьке*
	<i>A. cerea</i>	-43 Помірне*	-38 Помірне*	-19 Низьке*	18 Низьке*	24 Низьке*
	<i>D. magna</i>	90 Дуже високе*	17 Низьке*	53 Дуже високе*	88 Дуже високе*	40 Високе*
Станція 5	<i>L. sativa</i>	-25 Низьке*	-27 Низьке*	-16 Низьке*	-6 Відсутнє	-2 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	-48 Помірне*	-17 Низьке*	-39 Помірне*	-18 Низьке*	45 Помірне*
	<i>D. magna</i>	100 Дуже високе*	33 Помірне*	0 Відсутнє	83 Дуже високе*	100 Дуже високе*

	1	2	3	4	5	6
Станція 6	<i>L. sativa</i>	-19 Низьке*	11 Низьке*	-15 Низьке*	-13 Низьке*	-17 Низьке*
	<i>A. cepa</i>	-54 Високе*	-39 Помірне*	-37 Помірне*	-6 Відсутнє	39 Помірне*
	<i>D. magna</i>	100 Дуже високе*	15 Низьке*	22 Помірне*	96 Дуже високе*	0 Відсутнє
Станція 7	<i>L. sativa</i>	-28 Низьке*	-17 Низьке*	-8 Відсутнє	-13 Низьке*	-4 Відсутнє
	<i>A. cepa</i>	-37 Помірне*	-32 Помірне*	-35 Помірне*	2 Відсутнє	19 Низьке*
	<i>D. magna</i>	81 Дуже високе*	10 Низьке*	11 Низьке*	88 Дуже високе*	0 Відсутнє

Примітки. Тут і далі: «*» - відмінності досліду і контролю є статистично значущими, $p < 0,05$; вгорі – пригнічення або стимуляція росту рослин або смертність тварин у %; знизу – вербальна характеристика за авторською шкалою.

Токсичний ефект донних відкладів за результатами дослідів із *Lactuca sativa* мав переважно низький рівень – за допомогою цього тест-організму найчастіше зареєстровано «низьке» та «відсутнє» забруднення донних відкладів на усіх станціях спостереження. «Помірне» забруднення за допомогою салату посівного зареєстровано лише на станції 4 у 2008 та 2011 роках. Протягом усього періоду спостереження для цього тест-об'єкту прослідковується зниження токсичного ефекту на станціях 1, 2, 3, 5 та 7.

У тестах із використанням тест-об'єкту *Allium cepa* зареєстровано вищий токсичний ефект донних відкладів – більшість отриманих результатів вказують на «помірний» рівень забруднення. «Високий» рівень забруднення спостерігали на станціях 3 та 6 у 2007 році. Зниження токсичного ефекту, виявленого за допомогою цибулі звичайної, також спостерігається на більшості станцій спостереження.

Закономірних відмінностей рівня забруднення донних відкладів між окремими станціями спостереження у дослідях із обома рослинними тест-об'єктами не зареєстровано. Виявлений рівень забруднення знаходиться у межах сусідніх класів на більшості станцій спостереження. Те, що за

допомогою *Allium cepa* у більшості випадків виявлено вищий рівень забруднення, може свідчити про більшу чутливість цього тест-об'єкту до токсичних речовин, накопичених донними відкладами української частини дельти Дунаю.

Токсичність донних відкладів у досліджах із використанням *Daphnia magna* виявилася вищою, ніж у досліджах із рослинними тест-об'єктами. За цим біотестом найчастіше виявлено «дуже високе» забруднення донних відкладів – наприклад, у 2007 та 2011 роках такий рівень забруднення зареєстровано на усіх станціях спостереження. Такі відмінності у результатах між рослинними та тваринними тест-організмами пояснюються неоднаковою чутливістю рослин та тварин до речовин різної хімічної природи. Відомо, що *Daphnia magna* чутлива до органічного забруднення [40]. Також варто зауважити значні річні коливання рівня забруднення, зареєстрованого за цим тест-організмом – наприклад, від «дуже високого» до «відсутнього» за один рік на станціях 1 та 2. Отримані результати можуть вказувати на короткотривале та нерівномірне надходження забруднюючих речовин на станції спостереження.

Звертаємо увагу, що коливання чисельності представників класу Oligochaeta та родини Chironomidae не корелюють з результатами, отриманими за тест-об'єктом *Daphnia magna*.

Усі отримані результати біотестування вказують на постійну присутність токсичних речовин різної хімічної природи у донних відкладах на українській частині дельти р. Дунай. Проте, рівень токсичного впливу поступово знижується протягом усього періоду спостереження. Також, рівень токсичності не можна безпосередньо пов'язати із змінами угруповань донних безхребетних – роки найбільшої токсичності не є роками із найменшим видовим різноманіттям та чисельністю зообентосу.

Не вдається виявити суттєвих відмінностей між станціями спостереження при їх порівнянні між собою. Однаковий рівень забруднення всієї досліджуваної акваторії підтверджується попередніми дослідженнями [73]. Українська частина дельти Дунаю зазнає значного антропогенного впливу, тому продовження багаторічного екологічного моніторингу цієї гідроекосистеми є важливим науковим завданням.

5.2. Оцінка забруднення донних відкладів р. Удай в межах НПП «Пирятинський» протягом 2011-2016 рр.

Результати оцінки токсичного забруднення донних відкладів, відібраних з р. Удай протягом 2011-2016 рр. наведено у таблиці 13. Статистичну обробку отриманих результатів проводили із застосуванням критерію Даннета – відповідного статистичного критерію для множинних порівнянь експериментальних вибірок з контролем. Нульову гіпотезу перевіряли при $p < 0,05$.

Таблиця 13

Показники токсичного забруднення донних відкладів р. Удай в межах
НПП «Пирятинський» протягом 2011-2016 рр.

Тест-об'єкт		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Станція 1	<i>L. sativa</i>	76* Дуже високе	55* Високе	-13* Низьке	33 Помірне*	9 Відсутнє	-12* Низьке
	<i>A. cerea</i>	17* Низьке	-14* Низьке	11* Низьке	6 Відсутнє	16* Низьке	-4 Відсутнє
	<i>D. magna</i>	15* Низьке	55* Високе	15* Низьке	15* Низьке	3 Відсутнє	15* Низьке
Станція 2	<i>L. sativa</i>	80* Дуже високе	-2 Відсутнє	5 Відсутнє	-4 Відсутнє	12* Низьке	9 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	18* Низьке	23* Низьке	-17* Низьке	-5 Відсутнє	-3 Відсутнє	16* Низьке
	<i>D. magna</i>	0 Відсутнє	27* Помірне	7 Відсутнє	13* Низьке	7 Відсутнє	3 Відсутнє
Станція 3	<i>L. sativa</i>	75* Дуже високе	6 Відсутнє	23* Помірне	-12* Низьке	-12* Низьке	12* Низьке
	<i>A. cerea</i>	21* Низьке	17* Низьке	-28* Помірне	-4 Відсутнє	-4 Відсутнє	-3 Відсутнє
	<i>D. magna</i>	4 Відсутнє	23* Помірне	7 Відсутнє	15* Низьке	15* Низьке	7 Відсутнє
Станція 4	<i>L. sativa</i>	82* Дуже високе	5 Відсутнє	-16* Низьке	44* Помірне	12* Низьке	3 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	42* Помірне	37* Помірне	-35* Помірне	-17* Низьке	-3 Відсутнє	12* Низьке
	<i>D. magna</i>	0 Відсутнє	55* Високе	15* Низьке	0 Відсутнє	7 Відсутнє	-3 Відсутнє
Станція 5	<i>L. sativa</i>	88* Дуже високе	37* Помірне	9 Відсутнє	12* Низьке	12* Низьке	-4 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	18* Низьке	-14* Низьке	16* Низьке	-3 Відсутнє	-3 Відсутнє	15* Низьке
	<i>D. magna</i>	15* Низьке	15* Низьке	3 Відсутнє	7 Відсутнє	7 Відсутнє	9 Відсутнє

За результатами дослідів із *Lactuca sativa* рівень забруднення донних відкладів р. Удай змінюється у дуже широкому діапазоні значень - від «дуже високого» забруднення для усіх станцій спостереження, зареєстрованого у 2011 році, до «відсутнього» для станції 2 в усі наступні роки дослідження. Найвищий рівень забруднення протягом 2011-2016 років

за цим тест-організмом демонструє станція 1 - початок р. Удай у межах НПП «Пирятинський».

За результатами токсикологічних тестів за допомогою тест-організму *Allium cepa* протягом усього досліджуваного періоду зареєстровано переважно «низький» рівень забруднення. «Помірне» забруднення донних відкладів було зареєстровано на станції 3 у 2013 році та на станції 4 протягом 2011-2013 рр.

Порівнюючи результати, отримані за обома рослинними тест-організмами, зазначимо, що обидва тести вказують на зниження рівня забруднення з 2011 до 2016 року принаймні на один клас якості.

Результати оцінки токсичного впливу водних витяжок донних відкладів за допомогою *Daphnia magna* також вказують на переважно «низький» рівень забруднення. Найвище забруднення донних відкладів за цим тест-об'єктом виявлено у 2012 році на станціях спостереження 1-4. Слід відмітити, що в цьому році за усіма тест-організмами спостерігається поступове зниження рівня забруднення донних відкладів за течією р. Удай в межах НПП «Пирятинський».

Усі отримані результати біотестування вказують на незначний рівень забруднення донних відкладів на усіх станціях спостереження. Найгірші показники було зареєстровано на станції 1 протягом 2011-2012 рр., а також на станції 4 у 2012 році.

За результатами біотестування можна зробити висновок про надходження забруднюючих речовин з ділянок р. Удай, розташованих за течією вище ніж НПП «Пирятинський». Крім цього джерелом забруднення може слугувати м. Пирятин, поблизу якого розташована станція 4.

В обох випадках відмічено зниження токсичності донних відкладів на станціях спостереження, розташованих нижче за течією. Такі результати

можуть вказувати на ефективні процеси самоочищення екосистеми р. Удай в межах НПП «Пирятинський».

5.3. Оцінка забруднення донних відкладів р. Ворскла в межах Гетьманського НПП у серпні 2020 р.

Протягом серпня 2020 року було проведено оцінку рівня забруднення донних відкладів р. Ворскла в межах Гетьманського НПП (табл. 14). Статистичну обробку отриманих результатів проводили із застосуванням критерію Даннета – відповідного статистичного критерію для множинних порівнянь експериментальних вибірок з контролем. Нульову гіпотезу перевіряли при $p < 0,05$.

Таблиця 14

Показники токсичного забруднення донних відкладів р. Ворскла в межах Гетьманського НПП у серпні 2020 р.

	<i>L. sativa</i>	<i>A. cerea</i>	<i>D. magna</i>
Станція 1	17* Низьке	7 Відсутнє	3 Відсутнє
Станція 2	14* Низьке	-5 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 3	6 Відсутнє	3 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 4	17* Низьке	-2 Відсутнє	6 Відсутнє
Станція 5	14* Низьке	8 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 6	13* Низьке	8 Відсутнє	3 Відсутнє

За результатами дослідів із *Lactuca sativa* рівень забруднення донних відкладів р. Ворскла характеризується як «низький» - на п'яти станціях

спостереження зареєстровано такий рівень токсичного ефекту, а на станції 3 – «відсутній».

За результатами токсикологічних тестів за допомогою тест-організмів *Allium cepa* та *Daphnia magna* токсичний ефект водних витяжок донних відкладів не зареєстровано ні на одній зі станцій спостереження.

Усі отримані результати біотестування вказують на надзвичайно низький рівень забруднення донних відкладів на усіх станціях спостереження. Отримані результати в цілому добре узгоджуються з результатами біоіндикації за організмами зообентосу, вказуючи на низький рівень забруднення та високу якість вод досліджуваних гідроекосистем.

5.4. Оцінка забруднення донних відкладів р. Рось в ділянці виливу токсичних речовин в червні-липні 2019 р.

Протягом червня-липня 2019 року було проведено оцінку рівня забруднення донних відкладів р. Рось в місці потрапляння токсичних речовин в цю річку (табл. 15). Статистичну обробку отриманих результатів проводили із застосуванням критерію Даннета – відповідного статистичного критерію для множинних порівнянь експериментальних вибірок з контролем. Нульову гіпотезу перевіряли при $p < 0,05$.

Таблиця 15

Показники токсичного забруднення донних відкладів р. Рось в ділянці виліву токсичних речовин в червні-липні 2019 р.

Тест-об'єкт		11.06.2019	17.06.2019	17.07.2019
Станція 1	<i>L. sativa</i>	11 Низьке*	17 Низьке*	7 Відсутнє
	<i>A. cerea</i>	15 Низьке*	8 Відсутнє	13 Низьке*
	<i>D. magna</i>	0 Відсутнє	0 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 2	<i>L. sativa</i>	1 Відсутнє	15 Низьке*	59 Високе*
	<i>A. cerea</i>	17 Низьке*	21 Низьке*	43 Помірне*
	<i>D. magna</i>	7 Відсутнє	0 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 3	<i>L. sativa</i>	18 Низьке*	42 Помірне*	22 Низьке*
	<i>A. cerea</i>	6 Відсутнє	13 Низьке*	17 Низьке*
	<i>D. magna</i>	7 Відсутнє	0 Відсутнє	0 Відсутнє
Станція 4	<i>L. sativa</i>	27 Помірне*	36 Помірне*	15 Низьке*
	<i>A. cerea</i>	22 Помірне*	25 Помірне*	24 Помірне*
	<i>D. magna</i>	0 Відсутнє	0 Відсутнє	0 Відсутнє

За результатами біотестування за допомогою *Lactuca sativa* рівень забруднення донних відкладів р. Рось переважно визначався як «низький». «Високе» забруднення було зареєстровано 17.07.2019 на станції 2, але не можна бути впевненим, що такий токсичний ефект визначався саме тими речовинами, які потрапили в екосистему внаслідок аварії, а не будь-якими іншими, вивільненими або утвореними внаслідок зниження рівня води та оголення значних шарів донних відкладів у цьому водному об'єкті. Також варто відмітити «помірний» рівень забруднення на станції 4, зареєстрований

11.06.2019 та 17.06.2019 – це забруднення може бути пов’язане з осадженням забруднюючих речовин, які надходять з вище розташованих ділянок ріки, внаслідок зниження швидкості течії в цій точці.

За результатами токсикологічних тестів за допомогою тест-організму *Allium cepa* було отримано схожі результати. Найвище забруднення також зареєстровано на станції 2 протягом 17.07.2019, а також «помірне» забруднення зареєстровано на станції 4 протягом усього часу спостереження.

Результати оцінки забруднення донних відкладів за допомогою *Daphnia magna* не вказують на токсичний ефект на жодній станції.

Такі результати пояснюються належністю пестицидів, що потрапили в р. Рось, до помірно небезпечних токсичних речовин за екологічною класифікацією [95]. Внаслідок розбавлення пестицидів водами річки та завдяки здатності екосистем до самоочищення токсичний ефект виявився локальним у просторі та часі.

Зауважимо, що за структурними показниками угруповань зообентосу стан гідроекосистеми безпосередньо на місці аварії оцінено між «поганим» та «дуже поганим». Припускаємо, що організми зообентосу швидко загинули від високих концентрацій токсичних речовин у воді, а також реагували на довгострокові наслідки масової загибелі гідробіонтів. Тому в даному випадку вважаємо більш доцільним надавати перевагу методам біологічної індикації за угрупованнями зообентосу для оцінки екологічних наслідків цієї аварії.

5.5. Порівняльний аналіз використання структурних параметрів угруповань зообентосу та показників біотестування донних відкладів для оцінки стану річкових екосистем.

Відповідно до положень Порядку здійснення державного моніторингу вод результати шестирічного моніторингу стану екосистем р. Удай дозволяють встановити еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу як одного з дескрипторів екологічного стану. За

результатами проведених досліджень, екосистеми р. Удай в межах природоохоронної території Національного природного парку «Пирятинський» можна вважати непорушеними ділянками із мінімальної інтенсивністю антропогенного навантаження.

Спираючись на показники видового багатства та різноманіття донних макробезхребетних, розраховані значення біотичних індексів, індексів сапробності та на рівень забруднення донних відкладів, оцінений за методами біотестування; як референційні умови для р. Удай нами обрано стан угруповань донних макробезхребетних, зареєстрований на станції спостереження 1 (с. Кроти) у 2016 році.

У 2016 році на станції 1 за усіма досліджуваними показниками зареєстровано переважно «відмінний» клас якості вод та «низьке» забруднення донних відкладів – усі показники добре узгоджуються між собою, формуючи комплексну оцінку екологічного стану. У цей період зареєстровано найвищі показники індексів біотичного різноманіття - значення індексів ТВІ, ВВІ та ВМWP склали 8, 7 та 76 балів відповідно. Крім цього на станції 1 у 2016 році зареєстровано одні з найнижчих показників сапробності за увесь час спостереження - значення індексу Гуднайта-Уїтлі склало лише 8%, що відповідає «відмінному» класу якості вод; а значення індексу Зелінки-Марвана склало 2,16 бали, що є найнижчим зареєстрованим значенням для цієї станції та відповідає «доброму» класу якості поверхневих вод.

Для оцінки екологічного стану річкових екосистем використано метод розрахунку індекса EQI – Ecological Quality Index. Зауважимо, що з розрахунку цього показника виключено результати біотестування та результати, отримані за індексом Гуднайта-Уїтлі, – за цими методами результати виражають у відсотках, а їх «еталонне значення» прямує до 0%. Тому при підстановці їх у формулу розрахунку індексу EQI значення у

чисельнику дробу прямує до нуля, що призводить до необґрунтовано значних відхилень від еталону.

Оцінку екологічного стану р. Удай за індексом EQI наведено у табл. 16. Варто звернути увагу, що отримані результати відрізняються від наведених у табл. 6 – порівняння фактичних значень біотичних індексів із обраними еталонними значеннями, призводить до зростання оцінок екологічного стану на усіх станціях спостереження. Однак порівняння оцінок екологічного стану між різними станціями спостереження залишається незмінним: за результатами розрахунку індексу EQI встановлено, що найгірший екологічний стан за усіма показниками притаманний для станції 4. Для інших станцій спостереження зареєстрований протягом усього періоду спостереження екологічний стан можна охарактеризувати як перехідний від «задовільного» до переважно «доброго» - протягом 2011-2016 років на усіх станціях спостереження зареєстровано покращення екологічного стану принаймні на одну категорію.

Беручи до уваги високі результати оцінки екологічного стану досліджених ділянок р. Удай за усередненими багаторічними структурними показниками угруповань зообентосу а також оцінку рівня токсичного забруднення донних відкладів р. Удай в межах НПП «Пирятинський» як переважно «низьке», вважаємо, що встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу дозволяють проводити адекватну оцінку стану цієї річкової екосистеми за можуть бути використані в подальших моніторингових дослідженнях.

Таблиця 16

Оцінка стану екосистем р. Удай за величиною індексу EQI

		2011	2012	2013	2014	2015	2016
Станція 1	ТВІ	0,88 добрий	0,63 задов.	0,75 добрий	0,63 задов.	0,88 добрий	1,00 еталон
	ВВІ	0,57 задов.	0,57 задов.	0,86 добрий	0,57 задов.	0,71 добрий	1,00 еталон
	BMWP	0,46 задов.	0,24 поганий	0,25 поганий	0,28 поганий	0,64 задов.	1,00 еталон
	Зелінки — Марвана	1,11 добрий	1,56 задов.	1,37 задов.	1,37 задов.	1,02 відм.	1,00 еталон
Станція 2	ТВІ	1,13 добрий	0,75 добрий	0,50 задов.	0,88 добрий	1,00 відм.	1,00 відм.
	ВВІ	0,57 задов.	0,71 добрий	0,43 задов.	0,71 добрий	0,71 добрий	1,00 відм.
	BMWP	0,89 добрий	0,33 поганий	0,12 поганий	0,18 поганий	0,68 добрий	0,51 задов.
	Зелінки — Марвана	1,03 відм.	1,38 задов.	1,51 задов.	1,45 задов.	0,92 добрий	0,81 добрий
Станція 3	ТВІ	1,00 відм.	0,38 задов.	0,63 задов.	1,00 відм.	1,13 добрий	1,13 добрий
	ВВІ	0,57 задов.	0,29 поганий	0,57 задов.	0,71 добрий	1,00 відм.	0,86 добрий
	BMWP	0,50 задов.	0,01 дуже поганий	0,17 поганий	0,50 задов.	0,91 добрий	0,88 добрий
	Зелінки — Марвана	1,12 добрий	1,56 задов.	1,23 добрий	1,24 добрий	0,95 відм.	0,98 відм.
Станція 4	ТВІ	-	0,63 задов.	0,38 задов.	0,63 задов.	0,88 добрий	0,88 добрий
	ВВІ	-	0,57 задов.	0,29 поганий	0,57 задов.	0,71 добрий	0,86 добрий
	BMWP	-	0,18 поганий	0,04 дуже поганий	0,20 поганий	0,62 задов.	0,61 задов.
	Зелінки — Марвана	-	1,53 задов.	1,66 поганий	1,38 задов.	1,11 добрий	0,98 відм.
Станція 5	ТВІ	0,63 задов.	0,75 добрий	0,50 задов.	0,63 задов.	0,88 добрий	1,13 добрий
	ВВІ	0,57 задов.	0,57 задов.	0,43 задов.	0,57 задов.	0,71 добрий	0,57 задов.
	BMWP	0,28 поганий	0,09 поганий	0,12 поганий	0,17 поганий	0,49 задов.	0,79 добрий
	Зелінки — Марвана	0,84 добрий	1,50 задов.	1,54 задов.	1,24 добрий	0,95 відм.	1,07 відм.

Примітки. Тут і далі: вгорі – розраховане значення індексу EQI; знизу – вербальна характеристика екологічного стану. Використовуємо скорочення: «відм.» - відмінний; «задов.» - задовільний.

За референційними значеннями дескрипторів екологічного стану, встановленими для р. Удай, було проведено визначення екологічного стану для інших досліджених річкових екосистем.

Оцінку екологічного стану р. Ворскла за індексом EQI наведено у табл. 17. Варто звернути увагу, що отримані результати відрізняються від оцінок, наведених раніше (табл. 9) – для досліджених ділянок р. Ворскла також спостерігається зростання оцінок екологічного стану після розрахунку індексу EQI. Екологічний стан усіх досліджених ділянок р. Ворскла найчастіше оцінено як «добрий». Значення індексу Зелінки-Марвана на усіх станціях спостереження, крім станції 5, відповідають еталонним. Найгірший екологічний стан за структурними показниками угруповань зообентосу зареєстровано на станції 4 – його можна охарактеризувати як переважно «задовільний».

Беручи до уваги, що оцінка токсичного забруднення донних відкладів за методами біотестування вказує на «відсутнє» забруднення на усіх станціях спостереження, вважаємо, що встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу дозволяють проводити адекватну оцінку стану цієї річкової екосистеми за можуть бути використані в подальших моніторингових дослідженнях.

Таблиця 17

Оцінка стану екосистем р. Ворскла за величиною індексу EQI

	ТВІ	ВВІ	ВМWP	Зелінки — Марвана
Станція 1	0,88 добрий	0,57 задов.	0,82 добрий	1,04 відм.
Станція 2	1,13 добрий	0,71 добрий	0,93 добрий	0,97 відм.
Станція 3	1,00 відм.	0,71 добрий	1,34 добрий	0,99 відм.
Станція 4	0,25 поганий	0,57 задов.	0,39 задов.	0,98 відм.
Станція 5	1,13 добрий	0,86 добрий	1,25 добрий	0,93 добрий
Станція 6	0,50 задов.	0,71 добрий	0,86 добрий	0,99 відм.

Оцінку екологічного стану р. Ворскла за індексом EQI наведено у табл. 18. Отримані результати також відрізняються від оцінок, наведених раніше (табл. 11) – спостерігається зростання оцінок екологічного стану після розрахунку індексу EQI. Екологічний стан усіх досліджених ділянок за виключенням станції 2 найчастіше оцінено як «добрий». Станції 2 притаманні найгірші оцінки екологічного стану серед усіх станцій спостереження – його оцінено між «задовільним» та «поганим».

Беручи до уваги обговорені раніше особливості оцінки рівня токсичного забруднення донних відкладів внаслідок потрапляння токсичних речовин до р. Рось, вважаємо, що встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу дозволяють проводити адекватну оцінку стану цієї річкової екосистеми за можуть бути використані в подальших моніторингових дослідженнях.

Таблиця 18

Оцінка стану екосистем р. Рось у за величиною індексу EQI

		TBI	BBI	BMWP	Зелінки — Марвана
Станція 1	11.06.2019	0,63 задов.	0,57 задов.	0,22 поганий	0,74 задов.
	17.06.2019	0,88 добрий	0,86 добрий	0,63 задов.	0,80 добрий
	17.07.2019	1,00 відм.	0,71 добрий	0,86 добрий	0,72 добрий
Станція 2	11.06.2019	0,25 поганий	0,43 задов.	0,14 поганий	-
	17.06.2019	0,25 поганий	0,57 задов.	0,11 поганий	-
	17.07.2019	-	-	-	-
Станція 3	11.06.2019	1,00 відм.	0,86 добрий	0,96 відм.	1,13 добрий
	17.06.2019	1,00 відм.	0,71 добрий	0,79 добрий	1,04 відм.
	17.07.2019	1,00 відм.	0,71 добрий	0,84 добрий	0,75 добрий
Станція 4	11.06.2019	0,88 добрий	0,71 добрий	0,72 добрий	0,82 добрий
	17.06.2019	0,75 добрий	0,57 задов.	0,42 задов.	0,70 добрий
	17.07.2019	0,75 добрий	0,57 задов.	0,47 задов.	0,83 добрий

Найскладніше проводити оцінку екологічного стану досліджених ділянок р. Дунай, результати якої наведено у табл. 19. Не зважаючи на те, що усі отримані оцінки вищі, ніж наведені раніше (табл. 3); розраховані за показником EQI оцінки найчастіше вказують на «поганий» екологічний стан на усіх станціях спостереження. Зауважимо також, що оцінка рівня токсичного забруднення донних відкладів за методами біотестування вказує на постійну присутність токсичних речовин в досліджених екосистемах.

Такі результати можуть бути пояснені значним рівнем антропогенного навантаження на екосистеми пониззя р. Дунай. Проте також варто врахувати, що для оцінки екологічного стану цього водного об'єкту у якості еталонних

показників для порівняння нами використано структурні показники угруповань зообентосу, притаманні для середньої за розмірами та незарегульованої р. Удай. Склад угруповань зообентосу для настільки відмінних водних об'єктів вочевидь має сильно відрізнятись, тому ми вважаємо доцільним обмежити використання встановлених нами референційних умов для оцінки екологічного стану лише середніх річкових екосистем.

Таблиця 19

Оцінка стану екосистем р. Дунай за величиною індексу EQI

		2007	2008	2009	2010	2011	2012
1		2	3	4	5	6	7
Станція 1	TVI	-	0,75 добрий	0,38 задов.	0,25 поганий	0,38 задов.	0,63 задов.
	BBI	-	0,71 добрий	0,71 добрий	0,29 поганий	0,71 добрий	0,57 задов.
	BMWP	-	0,34 поганий	0,28 поганий	0,05 дуже поганий	0,24 поганий	0,16 поганий
	Зелінки — Марвана	-	1,18 добрий	1,28 добрий	1,44 задов.	1,22 добрий	1,42 задов.
Станція 2	TVI	0,38 поганий	0,75 добрий	0,25 поганий	0,63 задов.	0,38 поганий	0,25 поганий
	BBI	0,57 задов.	0,57 задов.	0,57 задов.	0,57 задов.	0,71 добрий	0,29 поганий
	BMWP	0,14 поганий	0,17 поганий	0,16 поганий	0,14 поганий	0,18 поганий	0,04 дуже поганий
	Зелінки — Марвана	1,0 добрий	1,35 добрий	1,25 добрий	1,20 добрий	1,10 добрий	1,67 поганий
Станція 3	TVI	0,25 поганий	0,75 добрий	0,25 поганий	0,25 поганий	0,25 поганий	0,63 задов.
	BBI	0,43 задов.	0,71 добрий	0,14 поганий	0,29 поганий	0,29 поганий	0,57 задов.
	BMWP	0,04 дуже поганий	0,42 задов.	0,01 дуже поганий	0,04 дуже поганий	0,04 дуже поганий	0,16 поганий
	Зелінки — Марвана	1,46 задов.	1,45 задов.	1,25 добрий	1,66 поганий	1,19 добрий	1,42 задов.

	1	2	3	4	5	6	7
Станція 4	ТВІ	0,63 задов.	0,75 добрий	0,25 поганий	0,13 поганий	0,63 задов.	0,25 поганий
	ВВІ	0,71 добрий	0,71 добрий	0,29 поганий	0,14 поганий	0,71 добрий	0,29 поганий
	ВМWP	0,29 поганий	0,38 задов.	0,08 поганий	0,01 дуже поганий	0,16 поганий	0,08 поганий
	Зелінки — Марвана	1,34 добрий	1,31 добрий	1,14 добрий	-	1,04 відм.	1,17 добрий
Станція 5	ТВІ	0,50 задов.	0,63 задов.	0,25 поганий	0,50 задов.	0,25 поганий	0,75 добрий
	ВВІ	0,57 задов.	0,71 добрий	0,29 поганий	0,57 задов.	0,14 поганий	0,57 задов.
	ВМWP	0,12 поганий	0,16 поганий	0,05 дуже поганий	0,12 поганий	0,04 дуже поганий	0,32 поганий
	Зелінки — Марвана	1,27 добрий	1,46 задов.	1,39 задов.	1,46 задов.	1,20 добрий	1,06 добрий
Станція 6	ТВІ	0,38 задов.	0,63 задов.	0,63 задов.	0,50 задов.	0,63 задов.	0,13 поганий
	ВВІ	0,71 добрий	0,57 задов.	0,57 задов.	0,57 задов.	0,71 добрий	0,14 поганий
	ВМWP	0,24 поганий	0,24 поганий	0,21 поганий	0,16 поганий	0,34 поганий	0,01 дуже поганий
	Зелінки — Марвана	1,14 добрий	1,34 добрий	1,10 добрий	1,14 добрий	1,20 добрий	1,62 задов.
Станція 7	ТВІ	0,13 поганий	1,00 відм.	0,25 поганий	0,25 поганий	0,25 поганий	0,75 добрий
	ВВІ	0,14 поганий	0,71 добрий	0,29 поганий	0,29 поганий	0,29 поганий	0,71 добрий
	ВМWP	0,01 дуже поганий	0,54 задов.	0,08 поганий	0,09 поганий	0,08 поганий	0,30 поганий
	Зелінки — Марвана	1,16 добрий	1,34 добрий	1,38 задов.	1,30 добрий	1,26 добрий	1,14 добрий

В результаті проведеного дисертаційного дослідження вважаємо, що дані, отримані внаслідок проведення діагностичного моніторингу екологічного стану чотирьох модельних річок, можуть бути в подальшому успішно використані в системі державного моніторингу природних вод.

Запропонована в роботі система сумісного використання структурних показників угруповань зообентосу та біотестування токсичного забруднення донних відкладів дозволяє отримувати комплексні дані про екологічний стан річок, які узгоджуються між собою та доповнюють один одного.

На прикладах екосистем річок Дунай та Удай показано, що методи біоіндикації реєструють поступові довготривалі зміни структурних параметрів угруповань зообентосу, у той час як біотестування донних відкладів виявляє короткострокові коливання рівня їх токсичності.

На прикладі дослідження токсичного забруднення донних відкладів р. Рось показано перевагу використання методів біоіндикації над методами біотестування для оцінки екологічних наслідків локального та короткотривалого забруднення пестицидами.

Встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу р. Удай ми рекомендуємо використовувати для визначення екологічного стану інших середніх за розмірними ознаками річок України.

Вважаємо, що для оцінки екологічного стану малих та великих річок України необхідна розробка окремих систем оцінювання із використанням інших еталонних значень структурних показників угруповань зообентосу.

ВИСНОВКИ

Встановлено відповідність між результатами біоіндикації за організмами угруповань зообентосу та біотестування токсичності донних відкладів за умов їх комбінованого використання для оцінки стану річкових екосистем. Для вдосконалення та узгодження національної та міжнародних систем здійснення екологічного моніторингу природних поверхневих вод запропоновано сумісне використання біотичних індексів ТВІ, ВВІ, ВМWP, індексу сапробності Зелінки-Марвана та біотестування за *Lactuca sativa* L., *Allium cepa* L., *Daphnia magna* Strauss.

1. Видове багатство та чисельність організмів зообентосу модельних річкових екосистем за період дослідження склали: для р. Дунай - 89 видів зообентосу чисельністю від 16600 до 38000 екз/м²; для р. Удай - 58 видів зообентосу чисельністю від 11740 до 16025 екз/м²; для р. Ворскла - 26 видів зообентосу чисельністю від 29 до 70 екз/м²; для р. Рось - 22 види зообентосу чисельністю від 13 до 266 екз/м². За видовим багатством на усіх чотирьох річках домінує клас Gastropoda. Для річок Дунай, Удай та Рось встановлено домінування за чисельністю представників класу Oligochaeta та родини Chironomidae.

2. Оцінка стану річкових екосистем за біотичними індексами, розрахованими за структурними показниками зообентосу, вказує на переважання «доброго» стану екосистем модельних річок Удай, Ворскла та Рось. Зареєстроване зниження видового багатства зообентосу для р. Удай у 1,5 рази пов'язане із впливом м. Пирятин; а для р. Рось зниження видового багатства зообентосу у 4,25 рази обмежене місцем надходження пестицидів у річку. Для обох річок зареєстровано відновлення структурних показників зообентосу на ділянках розташованих нижче за течією, що свідчить про ефективність процесів самоочищення. Для стану екосистем річки Дунай за показниками угруповань зообентосу переважають оцінки «задовільний» та «поганий».

3. Оцінка рівня органічного забруднення поверхневих вод модельних річок Дунай, Удай, Ворскла та Рось за індексами сапробності, розрахованими за структурними показниками зообентосу, вказує на переважання «доброго» стану їх екосистем.
4. Оцінка токсичного ефекту донних відкладів на рівні «відсутнього» або «низького» токсичного забруднення вказує на переважання доброго стану екосистем усіх досліджених ділянок річок. За період 2007-2012 рр. для донних відкладів р. Дунай зареєстровано коливання рівня токсичного забруднення донних відкладів між усіма можливими значеннями оцінки. Такі результати вказують на мінливість хімічного складу донних відкладів. За період 2011-2016 рр. для донних відкладів р. Удай зареєстровано зниження рівня токсичного забруднення донних відкладів від оцінки «дуже високе» у 2011 до оцінок «відсутнє» та «низьке» у 2016.
5. У результаті дослідження забруднення донних відкладів р. Рось доведено перевагу використання методів біоіндикації над методами біотестування для оцінки наслідків забруднення пестицидами.
6. Діагностичний моніторинг стану річкових екосистем показав, що методи біоіндикації на річках Дунай та Удай реєструють поступові довготривалі зміни структурних параметрів угруповань зообентосу, у той час як біотестування донних відкладів виявляє короткострокові коливання рівня їх токсичності.
7. Встановлені еталонні значення структурних показників угруповань зообентосу р. Удай рекомендовано для визначення екологічного стану виключно середніх за розмірними ознаками річок рівнинної частини України. Для оцінки екологічного стану малих та великих річок України необхідна розробка окремих систем оцінювання із використанням інших еталонних значень структурних показників угруповань зообентосу.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Алимов А.Ф. Введение в продукционную гидробиологию. Ленинград: Гидрометеиздат; 1989. 151 с.
2. Алмазов А.М., Майстренко Ю.Г. Гидрологическая и гидрохимическая характеристика советского участка Дуная. Дунай и придунайские водоемы в пределах СССР. Киев: Издательство АН УССР; 1961. С 13–36.
3. Афанасьев С.А., Гродзинский М.Д. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты. Київ: Ай-Би; 2004. 62 с.
4. Афанасьев С.О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси. К.: ІГБ НАН України; 2006. 101 с.
5. Баканов А.И. Использование характеристик разнообразия зообентоса для мониторинга состояния пресноводных экосистем. Мониторинг биоразнообразия. Москва; 1997. С 278–282.
6. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. Київ: Наук. думка; 1999. 704 с.
7. Брагинский Л.П., Щербань Э.П. Биологическое тестирование токсичности воды Килийского рукава Дуная. Гидробиология Дуная и лиманов Северно-Западного Причерноморья. Киев: Наукова Думка; 1986. С 119–33.
8. Бурдин К.С. Контроль загрязнения морской среды с помощью организмов-мониторов. Профилактика экотоксикология. М.; 1984. С 37–58.
9. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. Москва: Издательство Московского университета; 1985. 158 с.
10. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. Київ; 2006. 240 с.
11. Водний кодекс України [Інтернет].
<https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>

12. Гриценко А.В., Васенко О.Г., Верніченко Г.А., Коваленко М.С., Поддашкін О.В., Верниченко-Цветков Д.Ю., та ін. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Харків: УкрНДІЕП; 2012. 37 с.
13. Данильченко О.С. Екологічна оцінка води річок Ворскли та Ворсклиці в межах Сумської області за період 1999-2015 рр. Літопис природи Гетьманський нац природпарк. 2017;6:18–26.
14. Данильченко О.С. Екологічна оцінка якості води річок Сумської області. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2016;4:82–88.
15. Дельта Дунаю уразлива до змін клімату. WWF Ukraine [Інтернет]. <https://wwf.ua/?207969/Danube-Delta-vulnerability-assessment>
16. Державний водний кадастр: облік поверхневих водних об'єктів [Інтернет]. <http://geoportal.davr.gov.ua/>
17. Дмитренко Т.В., Вергелес Ю.І. Аналіз сучасного стану проблеми екологічної деградації малих річок України. Комунальне господарство міст Серія Технічні науки та архітектура. 2016;93–97.
18. ДСНС України. Оперативна інформація щодо забруднення водою гербіцидами та стимуляторами росту для сільгоспрослин [Інтернет]. <https://www.dsns.gov.ua/ua/Ostanni-novini/94795.html>
19. Кабінет Міністрів України. Про затвердження Порядку здійснення державного моніторингу вод. [Інтернет]. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/758-2018-п#Text>
20. Кирилюк О.В. Оцінка гідрохімічного статусу вод малих річок басейну Верхнього Пруту (на прикладі річок Гуків, Дерелуй та Виженка). Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. 2013;4:62—67.
21. Конвенція ООН про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, головним чином як середовище існування водоплавних птахів. [Інтернет]. http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/995_031

22. Крайнюков О.М. Критерії оцінки чутливості організмів та ефективності методик біотестування для визначення токсичних властивостей води. Вісник ХНУ імені В Н Каразіна. 2013;8:80–85.
23. Крайнюкова А.Н. Биотестирование в охране вод от загрязнения. Москва: Наука; 1997. 234 с.
24. Кутикова Л.А., Старобогатов Я.И. Определитель пресноводных беспозвоночных европейской части СССР (планктон и бентос). Ленинград: Гидрометеиздат; 1977. 512 с.
25. Лесников Л.А. Методика оценки влияния воды из природных водоемов на *Daphnia magna* Straus. Методики биологических исследований по водной токсикологии. Москва: Наука; 1971. С 74–92.
26. Линник П.Н., Тимченко В.М. О содержании тяжелых металлов на взвесах дунайской воды. Гидробиол журн. 1986;22:76–79.
27. Лосєв М.Ю., Мілька І.В. Оцінка якості поверхневих вод річки Салгир. Системи оброб інформації. 2011;199–202.
28. Лукашов Д.В. Визначник прісноводних червононогих молюсків (Mollusca: Gastropoda). Київ: Фітосоціоцентр; 2003. 27 с.
29. Лукашов Д.В. Визначник прісноводних двостулкових молюсків (Mollusca: Bivalvia). Київ: Фітосоціоцентр; 2003. 23 с.
30. Ляшенко А.В., Зорина-Сахарова Е.Е. Биоиндикация качества вод Килийской дельты Дуная по организмам макрофауны водных беспозвоночных. Гидробиол журн. Інститут гідробіології НАН України; 2012;48:45–66.
31. Ляшенко В.А. Біотестування донних відкладів з Дунайського Біосферного заповідника. Шевченківська весна Матер Х Міжнар наук-практ конф студентів, аспірантів та молодих вчених. Київ; 2012.
32. Ляшенко В.А. Оцінка екологічного стану водойм Дунайського біосферного заповідника біологічними методами. Шевченківська весна Матер XI Міжнар наук-практ конф студентів, аспірантів та молодих вчених. Київ; 2013.

33. Ляшенко В.А. Оцінка якості вод р.Ворскла за організмами макрзообентосу в межах Гетьманського НПП. Біорізноманіття, екологія та експериментальна біологія. 2020;22:94–107.
34. Ляшенко В.А., Гончарова М.Т. Оцінка токсичності донних відкладів водних об'єктів Дунайського біосферного заповідника. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2011;89–93.
35. Ляшенко В.А., Лукашов Д.В. Проблема нормування забруднення важкими металами прісноводних екосистем. За ред. Щербак В.І. Інтегроване управління водними ресурсами (науковий збірник). Київ: ДІА; 2013. С 85–94.
36. Ляшенко В.А., Лукашов Д.В. Оцінка рівня токсичного забруднення р. Удай у межах НПП «Пирятинський» (Полтавська обл.). Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2015;3:403–406.
37. Ляшенко В.А., Маковский В.В. Определение экотоксикологического состояния водотоков украинской дельты Дуная, с использованием методик биотестирования и биоиндикации. Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы Матер IV Всерос науч-практ конф по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова. Борок; 2011.
38. Мамаев Б.П., Медведев Л.Н., Правдин Ф.Н. Определитель насекомых европейской части СССР. Москва: Просвещение; 1976. 304 с.
39. Матушкіна Н.О., Хрокало Л.А. Визначник бабок України (Insecta, Odonata): личинки та екзувії. Київ: Фітосоціоцентр; 2002. 72 с.
40. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. Київ: Логос; 2006. 408 с.
41. Окснюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головка Т.В. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. Бентос, перифитон и зоофитос. Гидробиол журн. 1994;30:31–35.
42. Окснюк О.П., Зимбалева Л.Н., Протасов А.А., Плигин Ю.В., Ляшенко А.В. Оценка состояния водных объектов Украины по

гидробиологическим показателям: бентос, перифитон и зоофитос. Гидробиол журн. 1994;30:31–35.

43. Панкратова В.Я. Личинки и куколки комаров подсемейства Chironominae фауны СССР (Diptera, Chironomidae = Tendipedidae). Л.: Наука; 1983. 296 с.

44. Паушева З.П. Практикум по цитологии растений. Москва: Агропромиздат; 1988. 271 с.

45. Проблеми малих річок України. Київ: Наук. думка; 1974. 180 с.

46. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология. Киев; 2002. 105 с.

47. Романенко В.Д. Основи гідроекології. Київ: Обереги; 2001. 730 с.

48. Романенко В.Д., Афанасьев С.А., Ляшенко А.В., Васенко А.Г. Концептуальные основы мониторинга биоразнообразия и биоресурсов водных объектов нижнего Дуная. Гидробиол журн. Інститут гідробіології НАН України; 2012;48:3–15.

49. Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Київ: Символ-Т; 1998. 28 с.

50. Романенко В.Д., Поліщук В.В., Харченко Т.А., Зайцев Ю.П., Алієв К.А. Екологічні проблеми басейну Дунаю в межах України. Гідроекологічне товариство України. Київ; 1996. 124 с.

51. Рось. Маленька річка з великими проблемами. [Інтернет].

<https://ecoindustry.pro/avtorski-statti/ros-malenka-richka-z-velykymy-problemamy>

52. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод. Минск: Орех; 2004. 125 с.

53. Слепньов О.Е., Ляшенко А.В., Маковський В.В. Біорізноманіття макрозообентосу верхньої ділянки річки Рось. Біорізноманіття та роль тварин в екосистемах Матеріали IV Міжнародної наукової конференції. Дніпропетровськ: Вид-во ДНУ; 2007. С 106–108.

54. Стецюк Л.М. Використання методів біоіндикації та біотестування для оцінки стану водних екосистем. Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. 2012;2:175–81.
55. Строганов Н.С. Загрязнение вод и задачи водной токсикологии. Вопросы водной токсикологии. Москва: Наука; 1970. С 11–24.
56. Тимченко В.М. Взвешенное вещество Дуная и придунайских водоемов. Гидробиологические исследования придунайских водоемов Сб науч трудов. Киев: Наукова Думка; 1987. С 3–14.
57. Харченко Т.А., Ляшенко А.В., Зоріна-Сахарова К.Є. Оцінка оригінальності складу ценозів естуаріїв України за показниками біорізноманітності макрозообентосу. Природничий альманах Біологічні науки Збірник наукових праць. 2006;273–282.
58. Харченко Т.А., Тимченко В.М., Ковальчук А.А. Гидроэкология украинского участка Дуная и сопредельных водоемов. Киев: Наукова Думка; 1993. 328 с.
59. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН; 2003. 463 с.
60. Щербань Э.П. Экспериментальная оценка токсичности дунайской воды для *Daphnia magna* Straus. Гидробиол журн. 1982;18:82–87.
61. Щербань Э.П., Арсан О.М., Шаповал Т.Н., Цветкова А.М., Пищолка Ю.К., Кукля И.Г. Методика получения водных вытяжек из донных отложений для их биотестирования. Гидробиол журн. 1994;30:100–111.
62. Afanasiyev S.A. Development of European approaches to biological assessment of the state of hydroecosystems and their application to the monitoring of Ukrainian Rivers. Hydrobiological Journal 2002;38:130–148.
63. AQEM project [Интернет]. <http://www.aqem.de/mains/products.php>
64. AQEM consortium. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic

macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0. 2002. [Интернет]. <http://www.aqem.de/mains/products.php>

65. Aristica B., Constantinescu E. The comparison of the Belgian Biotic Index with physico-chemical analyses for Danube water. *Analele Univ Ńii din București, Chim Anul XV (serie nouă)*. București; 2006. P 21–25.

66. Armitage P., Moss D., Wright J., Furse M. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 1983;17:333–347.

67. Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S., et al. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *J North Am Benthol Soc.* 1996;15:185–211.

68. Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B. *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*. 2nd ed. Washington, DC; 1999.

69. Biological quality of watercourses. Determination of the biotic index based on aquatic macroinvertebrates. Belgian standard T92-402. Brussels: Belgian institute for normalization; 1984.

70. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document № 10 - River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities; 2003. [Интернет].

<https://circabc.europa.eu>

71. DendroUPGMA [Интернет]. <http://genomes.urv.cat/UPGMA/>

72. Fiskesjö G. The Allium Test — A Potential Standard for the Assessment of Environmental Toxicity. B: Gorsuch J., Dwyer F., Ingersoll C., La T.P., editors. *Environ Toxicol Risk Assess Second Vol*. West Conshohocken: ASTM International; 1993. P 331–345.

73. Fiskesjö G. The Allium test — an alternative in environmental studies: the relative toxicity of metal ions. *Mutat Res Mol Mech Mutagen.* 1988;197:243–260.

74. Gabriels W., Goethals P.L.M., De Pauw N. Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. *Hydrobiologia*. Springer; 2005;542:137–150.
75. Glantz S. *Primer of Biostatistics*, Seventh Edition. McGraw-Hill Education; 2011. 320 p.
76. Global Biodiversity Information Facility [Интернет].
<https://www.gbif.org/uk/>
77. Goodnight C.J., Whitley L.S. Oligochaetes as indicators of pollution. *Proc 15th Int Waste Conf*. West Lafayette: Purdue University; 1961. P 139–142.
78. Hilsenhoff W. A Modification of the Biotic Index of Organic Stream Pollution to Remedy Problems and Permit Its Use Throughout the Year. *Gt Lakes Entomol*. 1998;31:1–12.
79. Ho K.T., Kuhn A., Pelletier M., McGee F., Burgess R.M., Serbst J. Sediment toxicity assessment: Comparison of standard and new testing designs. *Arch Environ Contam Toxicol*. Springer; 2000;39:462–468.
80. Ingersoll C.G., Ankley G.T., Burton G.A., Dwyer F.J., Hoke R.A., Norberg-King T.J., et al. Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Duluth, Minnesota; 1994. 146 p.
81. Jaccard P. Distribution de la flore alpine dans le bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. *Bull Soc Vaudoise Sci Nat*. 1901;37:241–272.
82. Knoben R.A.E., Roos C., van Oirschot M.C.M. Biological assessment methods for watercourses. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment. Lelystad: Koninklijke Vermande BV; 1995. 86 p.
83. Lecerf A., Usseglio-Polatera P., Charcosset J-Y.L., Bracht B., Chauvet E. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Arch für Hydrobiol*. 2006;165:105–126.

84. Liashenko V.A. Assessment of Water Quality in the Ukrainian Part of the Danube Delta Based on Biotesting and Bioindication of Bottom Sediments. *Acta Zool Bulg.* 2014(suppl.7);66:159–163.
85. Liashenko V.A., Goncharova M.T. Investigation of sediment toxicity in several water bodies of the Danube`s Ukrainian part of the Kyliya branch. *Living Danube Proc 39 international conference IAD 21-24 August, 2012. Szentendre; 2012.*
86. Liška I., Wagner F., Slobadnik J., editors. Joint Danube survey 2: final scientific report. Vienna: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River; 2008. [ІНТЕРНЕТ]. www.icpdr.org
87. Liška I., Wagner F., Sengl M., Deutsch K., Slobodník J., editors. Joint Danube Survey 3: final scientific report. Vienna: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River; 2015. [ІНТЕРНЕТ]. www.icpdr.org
88. Lyashenko V.A., Lukashov D.V. Water quality assessment in the Uday river within the territory of the Pyryatyn national natural park in terms of macrozoobenthos organisms. *Hydrobiological Journal* 2019;55:20–28.
89. Metcalfe J.L. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environ Pollut.* 1989;60:101–139.
90. Muxika I., Somerfield P.J., Borja Á., Warwick R.M. Assessing proposed modifications to the AZTI marine biotic index (AMBI), using biomass and production. *Ecol Indic. Elsevier;* 2012;12:96–104.
91. Pantle R., Buck H. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. *Gas und Wasserfach.* 1955;96:604.
92. De Pauw N., Hawkes H.A. Biological monitoring of river water quality. B: Walley WJ, Judd S, editors. *River water Qual Monit Control.* Ashton University; 1993. P 87–111.
93. De Pauw N., Vannevel R. *Macroinvertebrates and water quality.* Antwerp; 1993. 316 p.

94. «Perlodes: Online procedure» [Интернет].
<https://www.gewaesser-bewertung-berechnung.de/index.php/perlodes-online.html>
95. PPDB [Интернет]. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>
96. Savage A.A. Adults of the british aquatic Hemiptera Heteroptera a key with ecological notes. Freshwater biological association; 1989. 173 p.
97. Semenchenko V.P., Razlutskiy V.I., Moroz M.D. Comparative analysis of two approaches to the assessment of water quality by biological indices: Case Study Of Dnieper tributaries. *Water Resour.* 2009;36:437–442.
98. Shannon C.E. A mathematical theory of communication. *Bell Syst Tech J.* 1948;27:379–423.
99. Steedman R.J. Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. *Can J Fish Aquat Sci.* NRC Research Press Ottawa, Canada; 1988;45:492–501.
100. Uzunov I., Kosel V., Sladecek V. Indicator value of Freshwater Oligochaeta. *Acta hydrobiol.* 1988;16:173–186.
101. Wang C., Jiang Q., Shao Y., Sun S., Xiao L., Guo J. Ecological environment assessment based on land use simulation: A case study in the Heihe River Basin. *Sci Total Environ.* 2019;697:133928.
102. Woodiwiss F.S. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chem Ind.* 1964;11:443–447.
103. Wright J.F., Furse M.T., Armitage P.D. RIVPACS-a technique for evaluating the biological quality of rivers in the UK. *Eur Water Pollut Control.* 1993;3:15–25.
104. Yadav S.N., Sharma M., Kumar A. Ecological Health Assessment of Chambal River, India. *J Mater Environ Sci.* 2015;6:613–618.
105. Zelinka M. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. *Arch Hydrobiol.* 1961;57:389–407.
106. Wenning R., Batley G., Ingersoll C.G., Moore D., editors. *Use of Sediment Quality Guidelines & Related Tools for the Assessment of Contaminated Sediments.* Pensacola (FL): SETAC Press; 2005. 815 p.

ДОДАТОК А

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України:

1. **Ляшенко В.А.**, Гончарова М.Т. Оцінка токсичності донних відкладів водних об'єктів Дунайського біосферного заповідника. Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2011; С. 89–93. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
2. **Ляшенко В.А.**, Лукашов Д.В. Оцінка рівня токсичного забруднення р. Удай у межах НПП «Пирятинський» (Полтавська обл.). Наукові записки Тернопільського національного педагогічного ун-ту Серія «Біологія». 2015;3: С. 403–406. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
3. **Ляшенко В.А.** Оцінка якості вод р. Ворскла за організмами макрзообентосу в межах Гетьманського НПП. Біорізноманіття, екологія та експериментальна біологія. 2020;22(2): С. 53–59.

Статті у виданнях, внесених до наукометричних баз даних:

4. **Liashenko V.A.** Assessment of Water Quality in the Ukrainian Part of the Danube Delta Based on Biotesting and Bioindication of Bottom Sediments. ACTA Zool Bulg. 2014; p. 159–163.
5. **Lyashenko V.A.**, Lukashov D.V. Water quality assessment in the Uday river within the territory of the Pyryatyn national natural park in terms of macrozoobenthos organisms. Hydrobiol J. 2019;55(3): p. 20–28. *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*

Опубліковані праці апробаційного характеру:

6. **Ляшенко В.А.**, Лукашов Д.В. Проблема нормування забруднення важкими металами прісноводних екосистем. За ред. Щербак В.І. Інтегроване управління водними ресурсами (науковий збірник). Київ: ДІА; 2013. с. 85–94 *(Збір та аналіз матеріалів, написання публікації)*
7. **Lyashenko V.** Bioindication and biotesting of water and bottom sediments of water bodies of the Danube Biosphere Reserve/ V Lyashenko, M Goncharova //

Danube meets Elbe Challenges – Strategies – Solutions: Матер. 38 Міжнар. наук.-практ. конф. – 22–25 June 2010, Dresden, Germany (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

8. **Ляшенко В.А.** Определение экотоксикологического состояния водотоков украинской дельты Дуная, с использованием методик биотестирования и биоиндикации / Ляшенко В.А., Маковский В.В. // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Матер. IV Всерос. науч.-практ. конф. по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А.Флерова - Борок, 2011 (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

9. **Ляшенко В.А.** Біотестування донних відкладів з Дунайського Біосферного заповідника/ Ляшенко В.А. // Шевченківська весна: Матер. X Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 2012

10. **Lyashenko V.** Investigation of sediment toxicity in several water bodies of the Danube`s Ukrainian part of the Kyliya branch / V Lyashenko, M Goncharova // Living Danube: Матер. 39 Міжнар. наук.-практ. конф. IAD - 21-24 August, 2012 Szentendre, Hungary (*Збір та аналіз матеріалів, написання публікації*)

11. **Ляшенко В.А.** Оцінка екологічного стану водойм Дунайського біосферного заповідника біологічними методами / Ляшенко В.А. // Шевченківська весна: Матер. XI Міжнар. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 2013

12. **Ляшенко В.А.** Проблеми визначення та нормування рівня забруднення прісноводних екосистем / Ляшенко В.А. // Об'єднані наукою: перспективи міждисциплінарних досліджень: Матер. III Всеук. наук.-практ. конф. студентів, аспірантів та молодих вчених – Київ, 17-18.11.2016

ДОДАТОК Б

Апробація результатів дисертації. Матеріали дисертації були представлені на 38^{ій} та 39^{ій} конференціях IAD (International Association of Danube Research) (Дрезден, 2010 та Сентендре, 2012); IV всеросійській конференції з водної екотоксикології, присвяченій пам'яті Б.А.Флерова «Антропогенний вплив на водні організми та екосистеми» (Борок, 2011); X та XI міжнародних міждисциплінарних науково-практичних конференціях студентів, аспірантів та молодих вчених «Шевченківська весна. Біологічні науки» (Київ, 2012 та Київ, 2013); III Всеукраїнській науково-практичній конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Об'єднані наукою: перспективи міждисциплінарних досліджень» (Київ, 2016).